Université de Montpellier II

Ecole doctorale

Systèmes Intégrés en Biologie, Agronomie, Géosciences,

Hydrosciences, Environnement (SIBAGHE)

HABILITATION A DIRIGER DES RECHERCHES

Soutenue le 28 janvier 2013 par

Sami BOUARFA

Composition du jury

Rapporteurs **Marc Voltz**, Directeur de Recherche, INRA

Pierre Ribstein, Professeur, Université Paris VI

Jean-Marc Meynard, Directeur de recherche, INRA

Examinateurs **Abdelhafid Debbarh**, Professeur, Ministère marocain de l'enseignement supérieur

Daniel Zimmer, Directeur de recherche, Consultant

Invité **Patrice Garin**, Directeur de l'UMR G-EAU

Pour une recherche-intervention appliquée à la gestion des ressources en eau souterraines

S BOUARFA

"There are in fact infinitely more disciplines than there are methods for producing knowledge."

A Hatchuel, Intervention research and the production of knowledge, 2000.

PLAN DU MEMOIRE

I - CURRICULUM VITAE 4

II - RESUME DU PARCOURS PROFESSIONNEL 7

III - SYNTHESE DES TRAVAUX 13

Introduction 13

Chapitre 1. Un corpus expérimental et théorique pour représenter le fonctionnement hydraulique du drainage agricole 14

Chapitre 2. Quelle ingénierie pour le drainage en périmètres irrigués ? 24

Chapitre 3. Pour une recherche-intervention consacrée à la gestion des eaux souterraines 36

Conclusions et perspectives 55

Références 57

IV - LISTE DE PUBLICATIONS ET ENCADREMENT D'ETUDIANTS 64

V - ARTICLES REPRESENTATIFS DE LA PRODUCTION SCIENTIFIQUE 75

I - CURRICULUM VITAE

Données personnelles

Sami BOUARFA, né le 21 Juillet 1966, marié, deux enfants

Ingénieur en Chef des Ponts des Eaux et Forêts à Irstea-UMR G-eau, 361, rue JF Breton BP 5095 34033 Montpellier cedex 1

Tel : +334 67 16 64 09 - sami.bouarfa@irstea.fr

Formation

1990 Ingéniorat en génie civil, option hydraulique, Ecole Nationale polytechnique, Alger, Algérie

1991 DEA sciences et techniques de l'eau de l'ENGEES, option hydraulique agricole

1995 Doctorat mécanique et ingénierie de l'Université Louis Pasteur de Strasbourg

Position actuelle

Chercheur à l'UMR G-eau et co-animateur de l'axe 3 "Agricultures Irriguées"

Président du Comité Technique de l'Association Française pour l'Eau, l'Irrigation et le Drainage (AFEID)

Parcours professionnel

2005 Ingénieur des Ponts, des Eaux et Forêts affecté au Cemagref de Montpellier, UMR G-eau

2001 – 2004 Chargé de Recherche 1ère classe à l'Unité de recherche " irrigation " du Cemagref de Montpellier

1996 - 2000 Chargé de Recherche 2ième classe à l'Unité Ouvrages pour le Drainage et l'Etanchéité du Cemagref d'Antony.

1990-1995 Stagiaire en DEA puis Doctorant à l'Unité Ouvrages pour le Drainage et l'Etanchéité du Cemagref. Thème de la thèse : fonctionnement hydraulique du drainage en périmètres irrigués.

Participation à des projets de recherche internationaux

1. *Acquisition de références sur le drainage agricole dans la plaine du Gharb* (Maroc, 1995-1999)
Partenaires : Cemagref Unité Drainage, Office de Mise en Valeur du Gharb, Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan 2
Bailleur : MAE sur crédits délégués à l'AFD

2. *Economies d'eau en agriculture* (Tunisie, 1997-2000)
Partenaires : Cemagref Unité Drainage, Institut National de Recherche du Génie Rural des Eaux et des Forêts, Administration du Génie Rural
Bailleur : MAE

3. ***Yellowatsave*** *Gestion de l'eau des périmètres irrigués du Fleuve Jaune* (Chine, 1998-2002)
Partenaires : Cemagref Unité Drainage, Instituts de recherche chinois (Wuhan, Beijing), Instituts de recherche européens (Lausanne, Lisbonne, Delft), Office de gestion chinois (région de Shandong)
Bailleur : Projet INCO de l'Union Européenne (4ieme PCRD)

4. *Optimisation de l'utilisation des ressources en eau et contrôle de la salinité dans les périmètres irrigués marocains* (Maroc, 1996-1999)
Partenaires : Cemagref Unité Drainage, Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan 2
Bailleur : MAE (Projet PRAD)

5. *Définition de stratégies d'utilisation conjuguée des eaux de surface et des eaux souterraines dans le périmètre irrigué du Tadla* (Maroc, 2000-2002)
Partenaires : Cemagref unité irrigation, Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan 2, Ecole Nationale d'Agriculture de Meknès, Cirad
Bailleur : MAE (Projet PRAD)

6. ***Cirman-aral*** *Gestion de l'irrigation pour lutter contre la désertification du bassin de la Mer d'Aral*, (Ouzbékistan, 2000-2004)
Partenaires : Cemagref Unité Drainage, Instituts de recherche inter états du Bassin de la Mer d'Aral (ICWC, Tashkent), Institut National Supérieur d'Agronomie (Lisbonne), FAO
Bailleur : Projet INCO de l'Union Européenne (5ieme PCRD)

7. ***Sirma*** *Economies d'eau en Systèmes Irrigués au Maghreb*(2004-2009)
Partenaires : INRGREF (Tunis), INAT (Tunis), ENSA (Alger), IAV Hassan II (Rabat), ENA (Meknes), UMR G-eau
Bailleur : Projet FSP mobilisateur du MAE

8. ***Wademed*** *Water demand management knowledge base in the Mediterranean,* (2003-2007)
Partenaires : INRGREF (Tunisie), INAT (Tunis), IAV Hassan II (Maroc), ENA (Meknes), ISA Lisbonne, Université Osnabruck (Allemagne), Université de Madrid (Espagne)
Bailleur : Projet d'Action concertée INCO-MED de l'Union Européenne (5ieme PCRD)

9. ***EAU4Food*** *European Union and African Union cooperative research to increase Food production in irrigated farming systems in Africa,* (2011-2015)
Partenaires : Alterra (Pays-Bas), CSIC (Espagne), INRGREF (Tunisie), IER (Mali), UEM (Mozambique), SU (Afrique du Sud), MU (Ethiopie), ODI (UK), Lisode
Bailleur : Projet du pogramme Europe-Afrique du 7ième PCRD

10. ***Arena*** *Titre Analyzing the vulnerability and adaptive capacity of North Africa's agricultural groundwater economy (2011-2015)*
Partenaires : INRGREF (Tunis), INAT (Tunis), ENSA (Alger), IAV Hassan II (Rabat), ENA (Meknes), UMR G-eau
Bailleur : ANR programme CEPS

Enseignement

1994-1998 2ième année Ecole Supérieure des Géomètres et Topographes - ESGT. Travaux pratiques Projet de drainage (12h/an)

1996-1998 2ième année AgroParisTech Paris. Application de l'hydraulique des milieux poreux aux équations de fonctionnement d'un système de nappe superficielle drainée (6h/an)

1997-2003 DAA Physique des Surfaces Naturelles ENSA Rennes. Hydraulique des milieux saturés et non saturés - application au drainage agricole (4j/an)

1998-1999 2ième année Engees Strasbourg. TD de projet de drainage (9h/an)

1998-2001 DEA Biosphère continentale Paris 6. Cours d'hydrologie et d'hydraulique de surface (2j/an)

2002-2012 Voie d'approfondissement Eau 2ième année de l'Engref Montpellier. Cours de drainage en périmètres irrigués (6h/an)

2003-2011 Gestion Sociale de l'Eau à l'IRC Montpellier. Cours de drainage en périmètres irrigués (6h/an)

2006-2010 Master Eau et Environnement à Supagro Montpellier. TD hydrodynamique (3h/an)

Animation de la recherche

2008-2012 Co-animateur de l'axe 3 *Agricultures irriguées* de l'UMR G-eau

2009-2012 Président du Comité Technique de L'Association Française pour l'Eau l'Irrigation et le Drainage - AFEID

2011 Prédisent de la 24ième conférence régionale de la CIID consacrée à la gestion des ressources en eau souterraines à Orléans www.groundwater-2011.net

2009-2011 Membre du comité d'évaluation du Programme de Recherche Agronomique pour le Développement (PRAD) de coopération franco-marocaine

2004-2008 Animateur du Thème de Recherche Envirri du Cemagref " Evaluation et réduction des impacts environnementaux liés à l'agriculture irriguée "

2003-2009 Secrétaire Général de l'AFEID

2003-2009 Coordinateur du projet FSP Sirma au titre de l'AFEID

2002-2008 Secrétaire du groupe Drainage de la Commission Internationale des Irrigations et du Drainage (CIID)

1999 - 2003 Animateur du Thème de Recherche du Cemagref " Drainage en périmètres irrigués "

II - RESUME DU PARCOURS PROFESSIONNEL

Les bases en hydraulique 1984-1991

Après mon baccalauréat passé en 1984 au sein de la mission française en Algérie, un choix s'est offert à moi de poursuivre des études supérieures en France ou en Algérie. J'ai opté pour une formation d'ingénieur en hydraulique à l'Ecole Polytechnique d'Alger. A postériori, je pense que ce choix marque déjà une double volonté : apprendre un métier d'ingénieur qui allie approche scientifique et conception de systèmes techniques ; maintenir un lien entre les deux pays qui m'amènera plus tard à m'impliquer dans la coopération entre la France et le Maghreb. La formation que j'ai reçue, découverte en cours de route, m'a intéressé par les formalismes théoriques que j'ai pu y apprendre, de l'hydraulique à surface libre à l'hydraulique souterraine, mais a laissé un gout d'inachevé vis-à-vis du caractère opérationnel d'un métier d'ingénieur : peu de stages de terrain et une approche très descendante de la formation, très loin du *learning by doing* promue aujourd'hui en sciences de l'éducation du primaire aux école d'ingénieurs pour l'enseignement des sciences.

Après l'obtention d'une bourse de thèse du gouvernement français dans le cadre d'un programme de coopération inter-universitaire franco-algérien, j'ai poursuivi mes études en DEA en hydraulique agricole à Strasbourg au sein de l'Institut de Mécaniques des Fluides et de l'Ecole Nationale des Ingénieurs en Génie Rural et Techniques Sanitaires (ENITRTS), devenue un peu après l'Ecole Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement. Un changement de nom traduisant la mutation de l'école vers des problématiques d'eau urbaine, mais qui témoignait aussi à l'époque d'une baisse d'intérêt qui allait se poursuivre longtemps, envers les enjeux liés à l'eau agricole tels que le "génie rural" les formulait à l'époque. Je reviendrai sur ce contexte dans la première partie de ce mémoire. Pour ma part, j'y ai découvert les premiers enseignements en génie rural et trouvé là une spécialité qui laissait entrevoir des applications dans différents contextes, nord et sud.

Le drainage en périmètre irrigué comme premier objet d'étude - Unité drainage du Cemagref à Antony - 1991-2001

J'ai réalisé mon premier stage de recherche au Cemagref en 1991 au sein de l'équipe qui s'intitulait à l'époque "Drainage et Assainissement Agricole" sur l'analyse en laboratoire du fonctionnement hydraulique de dispositifs de mesure prélèvement de la solution du sol par bougies poreuses et par l'initiation à la modélisation des transferts en milieu variablement saturé. Cette première expérience de recherche m'a également permis de découvrir l'écriture scientifique [ACL1]. Mais j'y ai surtout découvert la recherche à travers une équipe et ses concepts, dans laquelle je suis resté 10 ans. Cette équipe a été animée scientifiquement par B Lesaffre puis par D Zimmer. Elle était alors constituée d'ingénieurs, pour la plupart venus à la recherche par la réalisation de travaux de thèse au sein du Cemagref en plus - parfois en marge - des études conduites pour le ministère de l'agriculture. A cette époque, le Cemagref, jeune EPST depuis 1982, commençait à prendre la mesure de sa mutation vers un institut de recherche et initiait sa politique de recrutement dans le corps des chercheurs. L'établissement possédait une culture que l'on peut qualifier de "chercheur - ingénieur" dans laquelle j'ai trouvé aisément ma place.

L'équipe drainage s'était construite dans le contexte agricole des années 80 encore marquée par le paradigme de la "modernisation de l'agriculture française". Le drainage agricole destiné à assainir les terres, faisait partie à cette époque des outils de cette modernisation avec un rythme d'installation annuel moyen de 130 000 ha/an au cours des années 80 (Lesaffre, 1989). Les études conduites par le Cemagref consistaient à accompagner cette dynamique par l'acquisition de références dans les différentes régions agricoles françaises, dans des opérations dites de secteurs de référence drainage (une méthode d'ailleurs aussi développée pour l'irrigation) (Favrot et al., 1996). Dès le début des année 90 cependant, l'euphorie de l'équipement avait fait long feu, le rythme de l'installation du

drainage était passé à moins de 40 000 ha/an (Frejefond et al., 1996) - ne cessant de décroitre depuis. L'équipe s'est alors progressivement orientée vers des travaux de recherche sur les processus physiques en jeu dans le fonctionnement du drainage, et sur les impacts environnementaux du drainage. L'équipe avait également développé de forts liens avec la communauté des chercheurs-ingénieurs de la commission des irrigations et du drainage (CIID) au travers de la participation active au groupe de travail drainage. De nouvelles perspectives à l'étranger s'ouvraient notamment avec le Maroc dans le cadre d'une coopération bilatérale financée par l'AFD.

C'est dans ce contexte que j'ai démarré mes premiers travaux de recherche sur des questions relatives à la modélisation du drainage agricole et initié une problématique de recherche autour du fonctionnement du drainage en périmètre irrigué sous l'encadrement de D Zimmer. Il s'agissait de fait de transposer les connaissances produites par l'équipe dans le contexte français de la lutte contre les engorgements temporaires au contexte de la " *twin menace of waterlogging and salinity* " (terme que nous expliciterons plus loin). Ma thèse s'inscrivait dans le cadre d'une coopération franco-marocaine entre le Cemagref, l'Office de Mise en Valeur du Gharb et l'Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II financée par l'AFD par le biais d'une station expérimentale au sein du grand périmètre irrigué du Gharb pour "l'acquisition de références en drainage et en irrigation". Fin 1995, je soutenais ma thèse sur la base de travaux de laboratoire (sur les relations entre nappe superficielle et évaporation) et de travaux théoriques de modélisation du drainage -faute de données de terrain au Maroc suffisantes [O1]. Mon la voie de la coopération internationale était ouverte et je m'y engageais avec enthousiasme.

J'obtins un poste de chargé de recherche au sein de la même unité en mars 1996 en charge du développement de la thématique "Gestion de l'eau et salinité dans les périmètres irrigués". Au cours des cinq années qui ont suivi, j'ai pu aborder cette question essentiellement au travers de dispositifs expérimentaux de laboratoire, de données de terrain en situation contrôlée (la station expérimentale du Gharb fournissait enfin des données) et d'approches de modélisation. Un "Thème de recherche" (selon le découpage organisationnel adopté par le Cemagref en 1999), dont j'ai eu la charge a été crée. Cette équipe était constituée de C Chaumont (AI en instrumentation), de B Vincent (IE en pédologie) et de D Zimmer (DR en hydrologie) qui partageait son activité entre les deux autres thématiques de l'équipe (limitation des impacts des aménagements agricoles, et centres de stockage de déchets). L'équipe était renforcée par deux doctorantes que j'ai co-encadré, R Chabot (1997-2001) et N Brahic (1998-2002) avec les équipes de bioclimatologie de Grignon et de sciences du sol d'Avignon.

D'autres terrains d'application s'ouvraient également dans le cadre de deux projets européens INCO du 4ième PCRD obtenus grâce au réseau tissé au sein de la CIID : en Chine sur la Gestion de l'eau des périmètres irrigués du Fleuve Jaune (projet Yellowatsave 1998-2002) ; en Ouzbékistan sur la Gestion de l'irrigation pour lutter contre la désertification du bassin de la Mer d'Aral (projet Cirman-aral, 2000-2004). Dans le cadre de ces deux projets, qui mobilisaient à l'échelle européenne des institutions comme l'Institut Supérieur Agronomique de Lisbonne et l'Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, et dans les deux pays bénéficiaires, l'Université de Wuhan en Chine et l'Interstate Commission for Water Coordination of Central Asia en Ouzbékistan j'assurai la coordination des travaux liés à la composante drainage. Ces deux projets se déroulaient dans une période de mise en place des concepts de gestion intégrée des ressources en eau (GIRE) dans l'agenda de recherche suite aux conférences de Dublin et de Rio en 1992 (GWP, 2000). Ainsi, la voie méthodologique choisie consistait à "intégrer" des modèles tout au long du chemin de l'eau, de la distribution, à l'application, puis au drainage. Ces travaux ont été pour moi l'occasion de collaborer avec des spécialistes de l'irrigation et du transport de l'eau dans les canaux. En revanche ils m'ont révélé aussi les écueils et les difficultés méthodologiques de tels couplages de modèles. J'ai également pu mesurer les limites des approches de modélisation uniquement fondées sur la physique des phénomènes et n'impliquant que très partiellement les usages de l'eau et les acteurs de la gestion de l'eau dans le

processus de recherche, contrairement aux principes affichés de la GIRE, par la non appropriation des outils développés (Jeffrey et Gearey, 2006).

Au Maghreb, les coopérations bilatérales s'organisaient. Au Maroc tout d'abord avec le département génie rural de l'institut agronomique et vétérinaire Hassan II dans le cadre de projets PRAD (Programme de Recherche Agronomique pour le Développement) pour poursuivre et valoriser les travaux initiés au Gharb (1996-1999) ; mais également en démarrant des travaux dans le périmètre irrigué du Tadla (2000-2002) qui après une phase de remontée de nappe et mise en place de programmes de drainage, se trouvait confronté au contexte inverse de développement des forages individuels par les agriculteurs avec des questionnements sur la durabilité de la ressource. Enfin, la coopération avec la Tunisie s'est ouverte avec l'Institut National de Recherche du Génie Rural des Eaux et des Forêts dans le cadre d'un projet sur les économies d'eau en agriculture financé par le ministère français des affaires étrangères. Ce projet traitait des deux "composantes" irrigation et drainage (en collaboration avec l'unité irrigation de Montpellier) sur des terrains différents. La dimension drainage était traitée dans les périmètres du nord de la Tunisie soumis à des problèmes conjoints d'engorgements hivernaux et de gestion de la salinité qui se transférait d'amont vers l'aval du bassin de la Medjerda, et les questions de drainage et salinité au sein des oasis de la région de Kébili.

D'une part, ces cinq premières années de poste (1996-2001) m'ont permis de construire une pratique de recherche de nature académique, reposant sur des travaux sur les mécanismes de transferts d'eau au sein d'une nappe superficielle drainée et soumise à évapotranspiration autour d'enjeux de conception de réseaux de drainage adaptés au contexte de "waterlogging and salinity"; Au début des années 2000, un cycle de thèses autour de ces aspects auxquelles j'avais également contribué, s'achevait (Chabot, 2001 ; Brahic, 2002 ; Hammani, 2002). D'autre part, j'avais découvert des situations de terrains très différentes qui complexifiaient ma vision des problématiques de gestion de l'eau en système irrigué et du type de recherche que je souhaitais développer. De nouveaux enjeux de recherche me motivaient : élargir mon objet d'étude initial (le système drainé) aux systèmes irrigués ; mieux intégrer la dimension de gestion de ces systèmes avec son corollaire de plus en plus clair, celui de davantage travailler avec les acteurs de la gestion de l'eau.

La fin de cette première partie de carrière a également été l'occasion de valoriser nos travaux, la culture de la publication s'installant au Cemagref. Au cours de mes premières années de fonction en tant que chargé de recherche, j'ai principalement publié les résultats de nos projets dans des conférences et séminaires (23 communications entre 1994 et 2003 - [S1] à [S23]). Entre les années 2000 et 2006, je me suis ensuite attelé à publier mes travaux plus théoriques principalement sur le drainage [ACL2, ACL3], sur les relations sol-plante-atmosphère [ACL4, ACL6] ; sur les questions d'ingénierie du drainage [ACL5, ACL8, ACL10, ACL11].

L'ouverture à la pluridisciplinarité - le Programme commun sur les systèmes irrigués à Montpellier - 2001 - 2004

La dynamique qui s'est installée à Montpellier à partir du début des années 2000 au travers de la mise en place du Programme Commun sur les Systèmes Irrigués (PCSI) m'a tout de suite intéressé. Cette initiative visait à coordonner les forces de recherche du Cemagref, du Cirad, et de l'IRD sur les systèmes irrigués avec une vision très forte sur les nouveaux enjeux d'intégration des recherches et des disciplines pour faire face aux défis d'une ressource en eau à économiser, à partager équitablement, et dont il est nécessaire de sauvegarder la qualité. Elle répondait à mes attentes et j'ai donc effectué une mutation vers l'unité irrigation du Cemagref de Montpellier, telle qu'elle s'appelait encore, pour m'intégrer à cette dynamique. Cette phase de construction, qui a préfiguré la création de l'UMR G-eau a été passionnante. Le collectif qui se créait apprenait à se connaitre et, au travers principalement de quatre séminaires thématiques qui se sont tenus entre 2001 et 2004 et

quelques actions incitatives, a débattu des fondements scientifiques de l'UMR G-eau et des relations pluridisciplinaires qui pourraient s'établir entre génie rural, hydraulique, économie, agronomie et sciences sociales (Garin, 2003 ; Fritsch, 2004). Au cours de cette période de transition, je me suis impliqué dans cette réflexion [O4] et plus concrètement, dans la genèse de l'unité G-eau dans le cadre de deux actions qui ont structuré l'ensemble de mon activité : le développement en partenariat avec M Kuper d'un programme de coopération entre la France et le Maghreb sur les économies d'eau en agriculture ; le montage de l'équipe Envirri d'une quinzaine de personnes basées à Montpellier et Aix en Provence sur la réduction des impacts environnementaux de l'irrigation.

Sirma et les économies d'eau en système irrigué au Maghreb 2004-2009

Les travaux bilatéraux conduits au Maroc et en Tunisie dans les années 90 avaient permis de construire des problématiques et des partenariats. Voulant renforcer sa coopération technique dans le domaine de l'eau avec une dimension régionale, le ministère français des affaires étrangères nous a proposé de monter un ambitieux programme de coopération sur le thème des économies d'eau en agriculture au Maghreb intégrant l'Algérie, le projet Sirma. J'ai construit ce programme en étroite collaboration avec M Kuper (Cirad G-eau, qui a assuré l'animation scientifique du projet) d'abord dans le cadre du PCSI, mais pour ensuite devenir une activité importante de l'UMR G-eau. Ce programme réunissait huit institutions entre le Maroc, la Tunisie, l'Algérie et la France autour de cinq actions structurantes à cheval sur les trois pays du Maghreb, de 2004 à 2009. Il a été complété par un projet européen du 5ième PCRD Wademed (2003-2007) avec le même partenariat au Maghreb, en charge de la valorisation de résultats de recherche dans le domaine à travers l'organisation de séminaires et de la mise en œuvre d'une base de connaissance. Les deux projets ambitionnaient de réinterroger les problématiques d'eau agricole, de dépasser la seule dimension technique et le mot d'ordre "*more crop per drop*", pour construire une recherche-intervention interdisciplinaire basée sur la confrontation des savoirs et savoirs-faires locaux portés par les agriculteurs, de l'expertise des acteurs du développement, et des savoirs génériques des chercheurs. Nos résultats et réflexions ont fait l'objet d'un numéro spécial de la revue de la CIID Irrigation and Drainage que nous avons coordonné avec M Kuper [ACL15, O6]. Le coût complet de ce programme sur 5 ans a été de l'ordre de 5 M d'euros.

J'ai pris en charge la gestion du projet Sirma dans le cadre de l'Association Française pour l'Eau, l'Irrigation et le Drainage (AFEID), dont j'ai assuré le secrétariat général durant les six années du projet. Ce fut l'occasion de confronter nos résultats, et plus généralement nos postures de recherche, à un comité de pilotage constitué de gestionnaires de la ressource et de représentants du monde de la recherche des quatre pays. Le projet a formé une quinzaine de docteurs du Maghreb et créé des relations de travail multilatérales et durables entre les quatre pays ; six séminaires internationaux avec actes ont été réalisés au cours de cette période[1]. J'ai en outre co-organisé l'un de ces six séminaires qui réunissaient en général une centaine de personnes du monde de la recherche et de la gestion de l'eau [O5]. J'ai enfin été en charge de l'organisation des évaluations externes à mi-parcours et finale du projet.

Au plan scientifique, j'ai animé l'une des cinq actions structurantes sur la gestion de la salinité. Au cours de cette activité qui s'est essentiellement déroulée en Algérie (Bas-Chelif) et en Tunisie (oasis du Nefzaoua), suivant notre philosophie de sortir des cadres classiques d'approche de génie rural, nous avons mis en évidence l'importance de tenir compte des perceptions et des pratiques des agriculteurs dans leur appréhension de la salinité et de la sodicité, prenant nos distances avec le schéma classique irrigation-engorgement-salinité-drainage [ACL17].

[1] L'ensemble des articles produits dans le cadre de ces six séminaires Wademed et Sirma sont consultables sous Hal, archives ouvertes du CNRS, dans la rubrique collection/congrès, colloque.

Dans le même esprit, le projet Sirma a fait preuve d'innovation dans les méthodes d'intervention de la recherche en mettant en œuvre une recherche intervention innovante (développement des approches participatives, co-construction de la recherche avec les bureaux d'étude, dialogue sciences société) si souvent convoquées dans les principes de la gestion intégrée de l'eau et si peu mobilisées de manière effective. Nous avons ainsi construit une approche originale de la construction de la demande en eau agricole, partant du point de vue des agriculteurs de la Mitidja avec la thèse d'Amar Imache, (2009) [ACL13, ACL14].

Envirri, une équipe sur la réduction des impacts environnementaux de l'irrigation 2004-2009

Parallèlement à mon investissement dans la coopération au Maghreb, le Cemagref m'a confié la charge du montage d'une équipe basée à Aix en Provence centrée sur la réduction des impacts environnementaux de l'irrigation dans l'objectif d'intégrer leur activité à la dynamique montpelliéraine de l'UMR G-eau. J'acceptais cette responsabilité sous deux formats d'animation, la mise en place du Thème de Recherche Envirri (à l'échelle du Cemagref) et l'animation avec JY Jamin de l'axe "agriculture irriguée" de l'UMR.

L'équipe d'Aix en Provence est constituée d'agronomes, de mécaniciens des fluides et de techniciens travaillant sur l'évaluation des performances des matériels d'irrigation (matériels d'aspersion et de goutte à goutte) et l'établissement de normes nationales et internationales. Très liée à l'industrie de l'irrigation, l'équipe d'Aix en Provence, organisée autour du laboratoire du Lermi (Laboratoire d'essai et de recherche sur les matériels d'irrigation) s'était construite depuis les années 1970 dans une activité d'appui technique pour le ministère de l'agriculture, dans un contexte d'appui de l'Etat au développement de l'irrigation en France. Cette équipe était elle-même en profonde réflexion dans un nouvel environnement de désengagement du ministère de l'agriculture, d'une internationalisation de l'industrie de l'irrigation, et de la nécessité de passer d'une activité d'essais à une activité de recherche. J'ai donc contribué à cette construction par une animation régulière entre Montpellier et Aix en Provence, de montage de projets et de définition de questions de recherche communes entre Aix et Montpellier. Nous avons structuré l'activité de l'équipe Envirri autour de deux axes principaux : une posture d'analyse des pratiques d'irrigation et des transferts d'eau dans les dispositifs d'irrigation ; une posture d'intervention avec le monde professionnel agricole pour limiter les impacts de l'irrigation sur l'environnement par le levier technique.

L'intégration à l'équipe Envirri m'a fait découvrir les problématiques de l'irrigation en France et ses évolutions, à l'heure du débat entre agriculture et environnement et de la remise en question de l'usage de l'eau pour l'agriculture - au profit des milieux naturels - dans de nombreux territoires [ACL18]. Cette remise en cause soulève la question des capacités de l'agriculture irriguée à s'adapter au contexte de raréfaction de l'eau qui lui est attribuée. Nous l'avons essentiellement traité sous l'angle quantitatif, partant des outils de modélisation développés à l'échelle de la parcelle par l'équipe pour représenter la réponse des cultures à l'irrigation (Mailhol et al., 1997) et des outils de représentation technico-économique des exploitations pour évaluer les conséquences agro-économiques de restrictions d'eau à l'échelle des territoires. J'ai pour ma part mobilisé ma capacité à développer un dialogue entre les savoirs des agriculteurs et ceux des chercheurs de l'UMR (en irrigation, agronomie, et économie) pour développer une représentation partagée de la demande en eau à l'échelle du territoire irrigué. En collaboration avec P Ruelle, nous avons en particulier développé un partenariat en Beauce où l'irrigation à partir des eaux souterraines est régulée par un protocole de gestion volumétrique individuel dépendant de l'état de la ressource. L'expérience acquise dans la Mitidja nous a permis de concevoir des dispositifs participatifs avec la profession agricole afin de construire une représentation collective et prospective des conséquences agro-économiques des restrictions d'eau à l'échelle des exploitations agricoles et des filières [ACL19, ACL21].

Pour une recherche-intervention consacrée à la gouvernance des eaux souterraines, 2009 jusqu'à présent

La construction d'une pratique de recherche-intervention s'alimentant des enjeux de terrain dans un dialogue permanent avec ses acteurs et des équipes des autres disciplines (économie, agronomie, sciences sociales, hydrogéologie, sciences environnementales) m'a ouvert sur de nouveaux enjeux de recherche en agriculture irriguée.

A l'échelle mondiale, l'explosion de l'irrigation individuelle à partir de la ressource souterraine (Margat, 2008) a remis en cause une vision héritée du paradigme du *waterlogging and salinity*. Ce mode d'accès à l'eau pour les agriculteurs s'est d'abord étendu significativement en Inde il y a maintenant une quarantaine d'années (Shah, 2009). Aujourd'hui le tiers des surfaces irrigués le sont à partir des eaux souterraines (Siebert et al., 2010), y compris au Maghreb [ACL15]. Cette transformation, liée à un système d'innovations techniques mis en place par les agriculteurs dans des contextes très largement informels (forages individuels, moteurs pour l'exhaure et systèmes de distribution goutte à goutte pour l'irrigation notamment), a fortement guidé notre collectif de recherche et mes propres orientations.

Il m'est apparu d'abord important de documenter ce nouveau contexte au Maghreb et en France et de le confronter à la communauté de la CIID. J'ai pris l'initiative d'organiser en tant que Président du comité technique du comité français de la CIID, l'AFEID, une conférence internationale sur la gestion des ressources en eau souterraines à Orléans en mars 2011, qui a donné lieu à un numéro spécial de la revue Irrigation and Drainage [O9].

Notre collectif de recherche s'est récemment engagé dans des programmes de recherche sur la vulnérabilité et les capacités d'adaptation des systèmes irrigués à partir des eaux souterraines (le projet ANR Arena sur la *groundwater economy* vient de démarrer sur les trois pays du Maghreb). Je contribue aujourd'hui à ce processus de recherche-intervention par la construction d'un objet de recherche socio-technique-environnemental porteur d'enjeux interdisciplinaires et d'implication des acteurs.

III - SYNTHESE DES TRAVAUX

Introduction

Cette synthèse est une analyse de mes activités et pratiques de recherche depuis une vingtaine d'années (mon projet de thèse a démarré en 1992). Elle est organisée en trois parties qui retracent une chronologie, différentes postures de recherche, et la construction progressive d'objets de recherche. Elle constitue en ce sens une tentative pour retracer un parcours dans lequel je suis progressivement passé, schématiquement, d'une recherche académique à une recherche-intervention, ou encore de "Mode 1" à " Mode 2 " (Gibbons et al., 1994).

Par des exemples concrets de certaines de mes activités de recherche, je me suis attaché à illustrer les différents *modèles de production de connaissance* que j'ai mobilisé, m'inspirant pour cela du travail épistémologique de Hatchuel (2000), passant de l'étude du fonctionnement hydraulique du drainage agricole selon *un modèle de laboratoire ou de confinement de l'action* limité au système drainant proprement dit, à une réflexion sur l'ingénierie du drainage selon un *modèle de terrain* resituant le dispositif technique dans un monde ouvert en interaction avec le système irrigué, puis à une contribution aux recherches sur la gouvernance des eaux souterraines selon un modèle de *recherche-intervention* dans lequel la construction des questions et objets de recherche en partenariat avec les acteurs fait partie intégrante de l'activité de recherche. Les deux premiers chapitres relèvent davantage du bilan de mes activités de recherche et le troisième de mes activités actuelles et de mes perspectives futures. Ma démarche a reposé sur des contextes d'applications différents qui ont également structuré mes travaux et qui recoupent assez bien ces trois modèles de production de connaissance : le contexte du drainage en France (chapitre 1), le contexte de remontée des nappes et des problèmes de salinité dans les périmètres irrigués (*twin menace of waterlogging and salinity* (chapitre 2), le contexte de la double révolution des forages et de l'irrigation localisée conduisant à l'inverse à des risques de surexploitation des ressources en eau (*groundwater economy*) (chapitre 3).

Chapitre 1. Un corpus expérimental et théorique pour représenter le fonctionnement hydraulique du drainage agricole

1.1 Une brève histoire de l'école française du drainage agricole

L'équipe de recherche dans laquelle j'ai réalisé mon début de carrière au Cemagref d'Antony s'est construite dans la seconde moitié des années 80 autour des questions posées par le développement du drainage agricole par tuyaux enterrés en France et ses conséquences hydrologiques sur le fonctionnement des nappes superficielles. Les créateurs de cette équipe, principalement Lesaffre et Zimmer, ont poursuivi, développé et formalisé les travaux initiés par Guyon (1964, 1976, 1981), Wolsack (1978) et Hervé et al. (1984) dans le cadre de leur deux thèses (Lesaffre, 1989 ; Zimmer 1989) afin de développer une démarche d'ingénierie du drainage originale et adaptée "aux conditions françaises".

Les principales bases théoriques du drainage ont été établies en Hollande (Hooghoudt, 1940) et aux Etats-Unis (Kirkham, 1958 ; Dumm, 1960) à partir des travaux originaux de Boussinesq (1904) qui fut le premier à étudier le tarissement des sources drainant un aquifère par la combinaison d'une équation de continuité à l'équation de Darcy grâce à la définition du concept de coefficient d'emmagasinement ou de porosité de drainage (Lesaffre, 1989). La justification essentielle au développement d'une recherche sur les questions de fonctionnement du drainage en France portait sur le caractère temporaire des engorgements dans des sols de faible épaisseur : "*Sur les dix millions d'hectares de terre présentant des contraintes d'excès d'eau […], 95 % sont sujets à des excès d'eau temporaires. […] les sols à excès d'eau temporaires français sont principalement des sols lessivés de texture limoneuse dont la perméabilité décroit lorsque la profondeur augmente*" (Zimmer, 1988). Cette configuration particulière se singularisait du contexte hollandais de nappe permanente et de grande profondeur d'aquifère. En particulier, la relative nervosité de la nappe ainsi drainée faisait apparaitre un phénomène de débit de pointe, non expliqué par les développements théoriques des pères fondateurs hollandais ou nord-américains.

Par ailleurs, le contexte du drainage en France à la fin des années 80 était encore marqué par le contexte de modernisation de l'agriculture. Le rapide développement du drainage a porté les questions qui vont structurer les thématiques principales traitées par l'équipe "drainage" du Cemagref : " *mais le rythme actuel des réalisations, actuellement égal à 130 000 ha et l'un des plus élevé au monde, ne doit pas masquer le fait que ce type d'aménagement se voit confronté, depuis quelques temps déjà, à deux grands défis. D'une part la surproduction agricole et la politique de la CEE obligent les agriculteurs à raisonner de façon beaucoup plus rigoureuse non seulement le dimensionnement des réseaux, mais d'abord et avant tout la décision même de drainer. D'autre part la sensibilité toujours plus grande de l'opinion publique et de la communauté scientifique à la protection de l'environnement amène à poser des questions sur l'influence du drainage sur le milieu. Les crues aggravent-elles les inondations ? La qualité des eaux est-elle modifiée ? La réponse à ce double défi, optimisation de la conception des réseaux de drainage et limitations de leurs éventuels effets négatifs sur le milieu, passe notamment par la définition des critères de choix du débit de projet […] Cette réponse nécessite en conséquence la compréhension de la genèse des débits élevés évacués."* [ibid.].

Une démarche fondée sur les comparaisons modèle-expérience a été initiée à l'échelle de la parcelle agricole avec une question centrale portant sur la compréhension des débits observés pendant un épisode pluvieux, nommés *débits de pointe*. L'ensemble des auteurs qui avaient travaillé sur la question expliquait en effet relativement bien les liens entre la nappe drainée et les débits produits en phase de tarissement, soit après les épisodes pluvieux. En revanche, les débits de pointe, qui

augmentent brutalement et de manière apparemment non corrélée à la montée du niveau de la nappe, étaient à l'époque principalement expliqués par des écoulements dits "préférentiels". Ces travaux antérieurs, initiés aux Etats-Unis dès les années 30 (Russel, 1934), ont proposé un schéma dans lequel la tranchée de drainage joue un grand rôle et capte l'essentiel des écoulements qui lui parviennent via l'horizon labouré du sol. Ces conclusions ont été reprises et implicitement généralisées à l'ensemble des systèmes drainants par la suite (voir pour la bibliographie, Lesaffre et Zimmer, 1988 et Zimmer, 1990). Outre la faiblesse de la démonstration empirique par le faible nombre d'expérimentations mises en œuvre à l'échelle de la parcelle drainée, cette interprétation rendait la formalisation théorique difficile, obérant le développement d'une modélisation opérationnelle pour la prédiction des débits de pointe.

Les travaux sur les débits de pointe ont conduit à structurer le travail de recherche de l'équipe drainage selon deux dimensions : (1) une dimension expérimentale visant à identifier les trajectoires de l'eau au sein d'un système drainé (2) une dimension théorique sur la nature et la forme de modélisation à mettre en œuvre à l'échelle de la parcelle pour rendre compte des débits de drainage de manière continue sur l'ensemble d'une campagne de drainage, y compris en période de pointe.

La première question traitée par Zimmer (1990) a consisté à identifier les écoulements de l'eau en sols en nappes superficielles drainées par le suivi expérimental, notamment tensiométrique, des flux d'eau dans la zone non saturée du sol et au sein de la nappe. Zimmer identifie ainsi une typologie de fonctionnement hydraulique des systèmes drainants en distinguant une situation "classique" et représentative des systèmes français caractérisés par des sols plutôt perméables de faible épaisseur et reposant sur des socles argileux imperméables au niveau, ou juste en dessous, des drains (de l'ordre de 1 à 2 m de profondeur) ; les autres situations correspondent à des sols plus argileux, donc moins perméables, et plus difficiles à drainer. A l'inverse du schéma de Flodvist, Zimmer observe dans les situations classiques françaises et au cours des épisodes de débit de pointe, des écoulements majoritairement verticaux dans la zone non saturée du sol, qui alimentent la nappe superficielle, alimentant elle-même le drainage, rétablissant ainsi une cohésion entre les périodes de pointe et les périodes de tarissement en regard de la genèse des débits de drainage.

Les observations réalisées par Zimmer ont ainsi ouvert la voie à une nouvelle théorisation du drainage (Lesaffre, 1989 ; Lesaffre et Zimmer, 1988). Au vu des schémas d'écoulements observés dans les systèmes classiques, l'option de modélisation retenue à consisté à approfondir la modélisation dite *saturée* du drainage. Celle-ci repose sur une intégration spatiale analytique de l'équation de Boussinesq (1904) suivie d'une intégration temporelle numérique. Les solutions semi-analytiques du drainage ainsi obtenues permettent une interprétation de la dynamique des débits de pointe liées aux gradients hydrauliques au sein de la nappe, eux-mêmes variables dans le temps et fonctions des deux propriétés clés du sol, principalement la conductivité hydraulique et la porosité de drainage (terme correspondant à la porosité efficace utilisé en hydrogéologie pour les nappes libres) et de l'écartement entre les drains.

L'approche de Boussinesq repose sur deux hypothèses principales : la première hypothèse consiste à isoler le fonctionnement de la zone saturée du système de la zone non saturée par l'intermédiaire de la porosité de drainage ; la seconde consiste à utiliser l'hypothèse de Dupuit-Forchheimer et de considérer que les écoulements au sein de la nappe drainée sont horizontaux entre le drain et l'inter-drain. Cette approche revient à adopter les équations de comportement classiquement mobilisées en hydrogéologie pour modéliser l'écoulement des ressources souterraines, mais à l'échelle et avec les conditions aux limites particulières des systèmes drainants. L'approche de Boussinesq est complétée, et parfois mise en concurrence, avec deux autres approches qui ne recourent pas aux mêmes hypothèses. La première consiste à ne pas faire l'hypothèse de Dupuit-Forchheimer, ce qui consiste à résoudre l'équation de Laplace en deux dimensions (horizontale et verticale) mais ne permet pas d'aboutir aux solutions semi-analytiques qu'offre l'équation de Boussinesq ; la seconde est de

résoudre l'ensemble du système incorporant la zone non saturée et la zone saturée du sol à l'aide de l'équation de Richards, auquel cas la porosité de drainage et la conductivité hydraulique sont remplacées par les paramètres hydrodynamiques non saturés du sol, conductivité hydraulique non saturée et courbe de rétention. Ces paramètres étant beaucoup plus difficiles à acquérir avec précision.

Cette réflexion sur une théorisation *ad hoc* du fonctionnement hydraulique du drainage a été au cœur de nombreux débats. Citons pour mémoire les travaux fondateurs Skaggs et Tang (1976) et Vauclin et al. (1976) qui parviennent à des conclusions opposées et tranchées (les premiers en faveur de l'approche, les seconds la rejetant). Ce débat s'est poursuivi avec des conclusions moins radicales et cherchant davantage à identifier les conditions dans lesquelles il était utile de recourir à l'une ou l'autre des formalisation ou à la manière d'apporter des corrections aux équations analytiques (Clement et al. 1996 ; Simpson et al., 2003 ; Kacimov et al., 2004 ; Chapuis et Dénes, 2008).

La formalisation des travaux de modélisation saturée a donné naissance au logiciel SIDRA (pour SImulation du DRAinage) qui résout les équations du drainage en régime variable à l'échelle de la saison hivernale de drainage dans les situations classiques simulant, en fonction des conditions météorologiques (pluie et évapotranspiration), la fluctuation de la nappe drainée et les débits de drainage au pas de temps de l'heure (Lesaffre et Zimmer, 1988 ; Zimmer et al., 1995). C'est sur la base de ce corpus à la fois expérimental et théorique que les travaux de recherche sur les systèmes drainants se sont poursuivis et développés au sein de l'équipe drainage au cours des années 1990 puis 2000. On en trouvera une synthèse détaillée dans les mémoires d'habilitation à diriger les recherches de Zimmer (2001) et de Kao (2008).

J'ai réalisé mes dix premières années de recherche au sein de cette équipe et développé deux axes de travail principaux. J'ai tout d'abord poursuivi les développements théoriques du drainage, complétant, en collaboration avec D Zimmer et C Kao le corpus théorique reposant sur la modélisation saturée du drainage ; j'ai en parallèle développé la thématique du drainage en périmètre irrigué pour ouvrir l'école française du drainage à un autre contexte d'application où le rôle du drainage est de répondre à la double menace des engorgements et de la salinité (*twin menace of waterlogging and salinity*). Dans la suite de ce chapitre, je traiterai de mes travaux et de mes réflexions en matière d'analyse des processus de transferts d'eau et de fonctionnement des nappes superficielles drainées dans des conditions tempérées puis sous irrigation.

1.2 Analyse des hypothèses de la modélisation saturée du drainage

Ma réflexion sur le fonctionnement du drainage a consisté à poursuivre les travaux théoriques sur les avantages et les limites de la modélisation saturée du drainage, sur la compréhension des débits de pointe d'une part, et sur les mécanismes de recharge de la nappe et de gestion de la zone non saturée d'autre part.

Etablissement d'une propriété émergente pour expliquer les débits de drainage

L'établissement du corpus expérimental et théorique sur le fonctionnement hydraulique du drainage établi par Lesaffre et Zimmer avait laissé une grande zone d'ombre sur l'interprétation des équations du drainage dérivées de l'intégration spatiale de l'équation de Boussinesq à l'échelle du système drainant (figure 1).

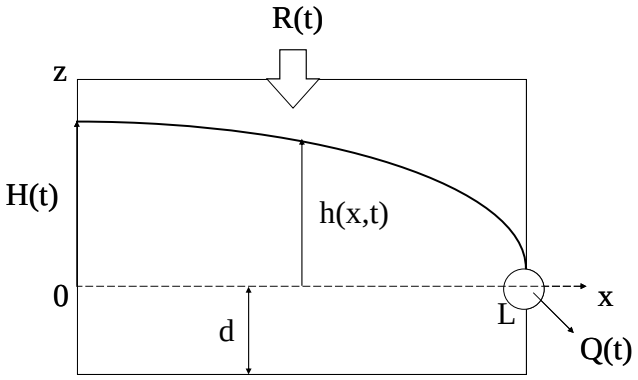


Figure 1. Représentation d'un système drainé, R(t) représente la recharge pluviométrique, Q(t) le débit, h(x,t) la hauteur de nappe à la distance x de l'inter-drain H(t), d la profondeur de l'horizon imperméable, L le demi-écartement entre les drains.

La force du développement mathématique de Lesaffre (1988) dans le processus d'intégration spatiale de l'équation de Boussinesq conduisait à rendre explicite les liens entre débit de drainage, position de la nappe et recharge pluviométrique en régime de pointe alors qu'auparavant, ces liens explicites ne pouvaient s'obtenir qu'en régime permanent (Hooghoudt, 1940) i.e. avec une recharge pluviométrique constante, ou en régime de tarissement non influencé, i.e. avec une recharge pluviométrique nulle (Van Schilfgaarde, 1963 ; Dumm, 1964 ; Guyon, 1964). On trouvera en annexe de ce document l'article [ACL2] que j'ai cosigné avec D Zimmer qui reprend l'ensemble de la démonstration qui conduit aux équations du drainage. Une équation générale du drainage résulte de ce développement (dont les étapes sont détaillées dans cette publication) :

$$Q(t) = A(t)J(t) + (1 - A(t))R(t) - fC(t)\frac{dA(t)}{dt}H(t)$$

Cette équation décompose le débit de drainage *Q(t)* en 3 termes : le premier *A(t) J(t)* est la contribution de la nappe en régime de tarissement de celle-ci ; le deuxième *(1-A(t)) R(t)* correspond à la contribution instantanée de la recharge pluviométrique au débit ; le troisième *f C(t) dA(t)/dt H(t)* correspond à la contribution due aux variations de stockage d'eau liées aux changements de forme de la nappe : lorsque la nappe se gonfle, ce terme réduit le débit évacué. Ce développement mathématique était d'autant plus intéressant que ces équations pouvaient être posées sans recourir d'emblée à l'hypothèse de Dupuit-Forchheimer.

Pour résoudre analytiquement la dimension spatiale du problème, Lesaffre a posé l'hypothèse d'une nappe non déformable, partant d'une nappe qui possèderait la forme constante du régime de tarissement dit "non influencé" par la pluie. Cette hypothèse a comme conséquence d'annuler le troisième terme de l'équation générale du drainage et de grandement simplifier la résolution du problème de drainage puisque seule la dimension temporelle doit être résolue numériquement. En outre, l'hypothèse de nappe non déformable permettait d'obtenir une expression très simple du débit et en particulier du débit de pointe. Celle-ci se réduit en effet à la somme du régime de tarissement de nappe auquel s'ajoute une proportion constante de la recharge pluviométrique (de l'ordre de 13 à 20% de celle-ci en fonction de la courbure de la nappe qui dépend de la transmissivité de l'aquifère sous-jacent les drains).

Dans notre approche, nous avons évalué l'erreur liée à cette hypothèse et nous avons surtout défini les conditions dans lesquelles elle était acceptable. Nous avons pour ce faire résolu spatialement et temporellement l'équation de Boussinesq selon un schéma numérique aux éléments finis pour réaliser une reconstitution *ex-post* des trois termes de l'équation générale du drainage. Cette

méthode permet d'évaluer le poids de l'hypothèse d'une forme de nappe constante. De plus, à l'aide d'un changement de variable au sein des équations du drainage (consistant à remplacer les hauteurs de nappe en hauteurs de lame d'eau correspondantes par le biais de la porosité de drainage) nous faisons émerger un paramètre effectif du système (noté σ dans notre article qui correspond au rapport de la conductivité hydraulique par le carré du produit de la porosité de drainage et du demi-écartement des drains). Ce paramètre constitue une propriété émergente du système drainé qui dicte les conditions pour lesquelles il est possible, ou non, de considérer la nappe comme indéformable en regard du pas de temps de résolution du problème. Il permet en outre de définir une typologie des systèmes de drainage fonction de leur dimension et de leur propriétés hydrodynamiques. Au dessus d'un certain seuil de nervosité du système, l'hypothèse est acceptable en regard du pas de temps de résolution considéré (en général horaire) ; au dessous de celui-ci elle ne l'est plus. Ce travail a permis d'affiner notre compréhension des débits générés par un réseau de drainage suite à une recharge pluviométrique qui peuvent, en fonction des caractéristiques du système définies par le paramètre effectif σ, soit apparaitre sous la forme des débits de pointe observés par Lesaffre et Zimmer, soit demeurer corrélés à la hauteur de nappe car tamponnés par la déformation de la nappe.

Recharge pluviométrique et fonctionnement de la zone non saturée

Dans le cadre du débat entre modélisation saturée et non saturée, la question de la gestion de la zone non saturée et de la transmission de la recharge pluviométrique à la zone saturée a également structuré nos activités de recherche. En période de recharge pluviométrique, dans quelle mesure les schémas d'écoulements établis expérimentalement par Zimmer (1988) (i.e. verticaux dans la zone non saturée, horizontaux dans la nappe), pouvaient-ils être simplement représentés par une recharge homogène de la nappe superficielle ?

C'est par le biais d'expérimentations numériques et par des allers et retours entre équation de Richards et équation de Boussinesq que nous avons abordé ces questions. C'est en particulier par l'usage de la formalisation faite par l'équipe de Simunek et al. (1996) qui a développé le logiciel Hydrus-2D, désormais générique, que nous avons réalisé ces expérimentations numériques. Nous avons appliqué cette approche pour évaluer la répartition de la recharge pluviométrique en présence d'une nappe de profondeur variable (en lien avec sa courbure sous l'effet du système drainant). Dans une publication commune avec Kao et Zimmer [ACL3], nous mettons en évidence qu'une part des écoulements vers le drain se produit en zone non saturée avant de rejoindre la nappe, puis le drain. Cette part dépend de la hauteur d'une "zone de transition" préalablement définie par Childs (1945) puis reprise par Youngs (1957), Raats et Gardner (1974), Roos et Parlange (1994) et Hinz (1998). La zone de transition correspond dans un mécanisme d'infiltration non hortonien, au passage d'une zone d'écoulement strictement vertical sous l'effet d'un gradient vertical unitaire et donc de pression quasi-constante verticalement, au raccordement du profil de pression au toit de la nappe à pression nulle, générant ainsi un gradient hydraulique horizontal au dessus de la nappe.

Notre contribution à cette réflexion a été de distinguer le concept de zone de transition du concept de frange capillaire, concept hydrostatique, ces deux concepts étant souvent confondus. Nous avons également quantifié la hauteur de cette zone en fonction des propriétés hydrodynamiques non saturés des sols et de l'intensité de la recharge pluviométrique. L'étendue de la zone de transition au dessus de la nappe conditionne la part de l'écoulement horizontal en zone non saturée qui peut ainsi atteindre jusqu'à 20 % de l'écoulement total. Ces travaux ont principalement permis d'encadrer les erreurs liées à la modélisation saturée du drainage et de mieux en cerner ses conditions d'application.

Dans le cadre des travaux de l'équipe drainage, le formalisme de la modélisation saturée du drainage a également trouvé d'autres formes d'application : le drainage des centres de stockage de déchets

caractérisés par des matériaux poreux non darciens (Bordier et Zimmer, 2000) ; l'extension de la théorie du drainage à des sols en pente (Hartani et al., 2001 ; Hartani et al., 2003) ; l'évaluation de l'impact des conditions d'anoxie sur le développement racinaire du blé d'hiver en conditions drainées par le couplage du modèle SIDRA au modèle de culture STICS (Brisson et al., 2002) et plus largement aux conditions d'adaptation du modèle SIDRA à la plate-forme STICS (Tournebize et al., 2004) ; les relations entre drainage et genèse du ruissellement (Kao, 1998 ; Augeard et al., 2005).

Plus récemment, les recherches conduites sur le fonctionnement du drainage dans les conditions françaises ont suivi l'évolution fondamentale des recherches au Cemagref -devenu Irstea-, passant du *génie rural* pour accompagner la modernisation de l'agriculture, à une *ingénierie écologique* pour en évaluer et remédier les impacts environnementaux. Ce changement de posture est particulièrement valable pour le drainage, perçu comme un outil de l'intensification agricole, et des thèmes de recherche qui s'y rattachent : impacts du drainage sur les transferts de nitrates (Arlot, 1999 ; Billy et al., 2008) ; sur les crues à l'échelle des bassins versants (Nedelec, 2005 ; Hénine et al., 2010), ou encore les relations entre fonctionnement du drainage et transferts de pesticides (Branger et al., 2009).

1.3 Relations entre nappe, drainage et évapotranspiration

Le projet de recherche que j'ai engagé dans le cadre de mes premières années de recherche au sein de l'équipe drainage, a visé à adapter notre corpus de connaissances au fonctionnement du drainage en conditions irriguées. Quelle était la robustesse des travaux de l'équipe lorsque le contexte d'application passait des conditions de la partie nord de la France à des situations irriguées où les conditions climatiques et d'objectifs du drainage sont radicalement différents ? Dans ce contexte en effet, le drainage est installé pour évacuer une fraction de lessivage afin d'équilibrer un bilan salin, de l'ordre de 10 à 30% des apports d'eau (FAO, 1994 ; C1). Les termes du bilan hydrique sont donc inversés : le drainage n'évacue plus la (quasi) totalité des eaux de pluies mais une proportion des eaux d'irrigation, l'essentiel de celles-ci étant évapotranspirée.

Dans la représentation du fonctionnement des nappes superficielles en conditions d'excès d'eau pluviale, l'intérêt des modèles saturés et l'utilisation des approches fondées sur l'équation de Boussinesq avait été démontrée. Afin de ne pas obérer la simplicité fonctionnelle des équations du drainage, peu gourmandes en paramètres, la prise en compte de la zone non saturée reposait sur des approches simples. Le choix avait été fait de représenter le fonctionnement d'une tranche de sol de faible profondeur, de quelques dizaines de cm, sous la forme d'un modèle de réservoir pour le prélèvement de l'évapotranspiration, et d'une transmission quasi immédiate de la recharge pluviométrique, une fois ce réservoir saturé. De simples décalages temporels de l'ordre d'une heure ou deux suffisaient pour rendre compte du temps de transfert dans la zone non saturée du sol (Lesaffre et Zimmer, 1988).

Dans les situations de plus fortes demandes climatiques l'approche simplifiée de prise en compte de l'évapotranspiration nécessitait une analyse plus approfondie : lorsque les conditions de demande climatique deviennent significatives, quelle relation existe-il entre une nappe peu profonde et l'évapotranspiration ? Quelle est la part de prélèvement direct dans la nappe et quelle est la part de prélèvement dans la zone non saturée ? En quoi les modèles saturés restent-ils robustes ?

Nos questions se sont construites à partir de l'analyse des approches développées par les communautés d'ingénieurs chercheurs qui ont établi les principes de conception du drainage en système irrigué. Dans le chapitre 2, je formulerai une hypothèse d'héritage de ces règles depuis les pays du nord à climat tempéré puis transférées vers des contextes irrigués, générant des ambigüités dans les principes de conception. Cette analyse m'a permis d'engager un travail de déconstruction de

la vision du drainage en système irrigué qui a commencé par des travaux analytiques en matière de processus de transferts d'eau. Deux aspects particuliers ont structuré mon questionnement.

Premièrement, de nombreux auteurs proposaient de tenir compte des prélèvements liés à l'évapotranspiration dans les formules de drainage (Skaggs et al., 1975 ; Pandey et Gupta, 1990 ; Gupta et al., 1993 ; Wenyan et al., 1994 ; Cook et Rassam, 2002). Cependant la vision implicite de ces auteurs sur le drainage reposait sur l'idée que sa vocation première était de lutter contre les engorgements et donc de rabattre une nappe créée par l'irrigation. Le fait de tenir compte d'un prélèvement supplémentaire (l'évaporation ou l'évapotranspiration directe dans les nappes) les conduisait à prescrire une réduction du rôle du drainage (et donc prescrire des écartements plus grands) arguant du fait que la dynamique de la nappe était accélérée par ce prélèvement supplémentaire par comparaison avec un tarissement purement gravitaire. Ce raisonnement, correct sur le plan des processus, conduit cependant à des erreurs s'il est utilisé pour justifier des écartements plus grands entre les drains en situation irriguée. En effet, appliqué de la sorte, il ne répond pas à l'objectif premier du drainage en système irrigué qui est de contrôler le bilan de sels - et donc le bilan hydrique - et non de rabattre la nappe superficielle.

Deuxièmement, dans la littérature consacrée au drainage, le concept de remontée capillaire (Gardner, 1958) est mobilisé pour justifier de profondeurs d'installation de drains importantes dans le but de maintenir la nappe sous une "profondeur critique" où elle ne peut plus contribuer à l'évaporation directe et conduit, selon les types de sols à des préconisations de profondeurs de drains dépassant les 2 m, voire 3 m et plus dans certaines conditions de forte aridité (FAO, 1980 ; Tanji, 1990 ; Ritzema, 1994 ; Christen et Ayars, 2001). L'idée est que, en période d'absence de végétation, le drainage maintienne les nappes, souvent permanentes car alimentées par les fuites des réseaux d'irrigation, à un niveau acceptable pour ne pas contribuer à l'évapotranspiration. Mais cette approche conduit à des profondeurs de drainage souvent rédhibitoires sur les plans économiques (pour la réalisation et l'entretien des réseaux), compte tenu de la nécessaire pente à conférer aux drains et à ses émissaires, dans des régions souvent topographiquement planes. Par ailleurs, le concept de *dry drainage* a été développé dans les années 90 (Gowing et Wyseure, 1992) pour favoriser le stockage des sels dans certaines parties du périmètre pour éviter son exportation par drainage classique (nous y reviendrons au chapitre 2). Ce concept repose également sur le processus de remontée capillaire et l'approche de Gardner.

J'ai abordé ces questions en termes d'analyse des processus d'interactions entre nappe peu profonde et évapotranspiration. J'ai engagé une démarche de recherche faite d'allers et retours entre travaux expérimentaux de laboratoire et de modélisation dans le cadre de deux thèses codirigées en partenariat avec l'équipe de bioclimatologie de Grignon (Chabot, 2001) et avec l'unité sciences du sol l'INRA d'Avignon (Brahic, 2002) sous la direction d'A Perrier. Notre approche a consisté à distinguer les relations entre nappe et évaporation (remontées capillaires) d'une part avec la thèse de N Brahic et nappe, prélèvements racinaires et systèmes drainés d'autre part avec la thèse de R Chabot.

Prélèvement par évapotranspiration dans une nappe et fonctionnement du drainage

Dans le cadre de la thèse de Chabot (2001), nous avons abordé la question du fonctionnement du drainage en présence d'évapotranspiration. Nous avons d'une part traité la question de l'influence d'une nappe superficielle sur les prélèvements racinaires et, d'autre part, la prise de ces prélèvements en compte sur le fonctionnement hydraulique du drainage et le bilan hydrique. Une démarche couplant dispositifs lysimétriques au laboratoire, suivi au champ et modélisation saturée et non saturée a été mise en œuvre.

Le système constitué par une nappe irriguée et drainée en présence d'une forte demande climatique présente la particularité d'être à la fois propice à des prélèvements racinaires, en vertu des bonnes

capacités de transfert des zones saturées du sol, mais également un frein à ces prélèvements en raison de l'appauvrissement du milieu en oxygène (Patwardhan, 1988). Nous nous sommes engagés dans cette problématique dans le cadre du travail de coopération que nous avions démarré au Maroc sur la station expérimentale de la plaine du Gharb équipée pour analyser le fonctionnement du drainage sous irrigation en culture de canne à sucre. La réflexion a porté sur le comportement de la canne à sucre en conditions d'engorgement et sur les principes de modélisation des prélèvements racinaires de la canne à sucre en présence d'une nappe superficielle.

Un travail expérimental conduit en lysimètre a mis en lumière la forte capacité de cette culture à résister aux engorgements en eau du sol. Le travail théorique a ensuite consisté à comparer deux méthodes de prise en compte de ces prélèvements racinaires : la méthode classique de Feddes et al. (1978) qui consiste à imposer une répartition des prélèvements fonction de l'état hydrique du sol et de la densité racinaire mais qui néglige la capacité de transmission des sols fonction de son état hydrique ; une seconde approche développée par Whisler et Millington (1968) et Feddes et al. (1974) qui repose sur l'ajustement d'un potentiel racinaire à la transpiration potentielle via une fonction puits paramétrée par la densité racinaire et la conductivité hydraulique non saturée du sol. Ces deux méthodes de prise en compte des prélèvements racinaires ont été couplées à des modèles de Richards qui par comparaison avec les résultats expérimentaux ont montré l'intérêt de la seconde approche dans ce contexte de fort contraste hydrique à l'échelle de l'horizon racinaire. Pour la culture de canne à sucre, peu affectée par les conditions d'anoxie, ces prélèvements ont bien lieu préférentiellement au sein de la zone saturée [ACL4].

Appliquée au drainage, la modélisation des prélèvements racinaires nous a permis de réfléchir à la question de la compétition, dans un système dynamique, entre la part du bilan hydrique qui concourt à la satisfaction de la demande climatique et la part de ce bilan qui est évacuée par drainage. Une modélisation fondée sur l'équation de Richards et incorporant une règle de prélèvement fondée sur le potentiel racinaire et appliquée à un système drainant (figure 1) a été développée pour représenter les parts d'eau drainée et évapotranspirée au cours d'un tarissement de nappe qui suit sa recharge par irrigation. Notre approche de la modélisation saturée du drainage a également été utilisée à des fins d'interprétation analytique des résultats numériques dans un aller et retour entre expérimentations numériques fondées sur les équations de Richards et de Boussinesq. Plusieurs systèmes ont ainsi été représentés, selon la typologie des systèmes drainés évoquée plus haut au travers du paramètre effectif de nervosité σ [ACL2]. Formulant le problème ainsi, Chabot (2001) montre notamment, par rapport à une référence gravitaire (i.e. en l'absence d'évapotranspiration où 100% de l'eau est drainée), que la part d'eau drainée peut varier de moins de 10% à plus de 50% pour un tarissement de nappe pour une même demande climatique et différentes nervosités du système : un système de drainage trop "performant" sur le plan hydraulique (i.e. avec des écartements trop faibles ou une profondeur trop importante) évacuera une proportion d'eau (et donc de sels) trop importante au regard d'un optimum entre les besoins en eau des cultures et les besoins de lessivage des sels. Mais ce raisonnement est fondé sur un critère de bilan hydrique et non de vitesse de tarissement de nappe.

Je retiendrai en outre de ce travail, l'idée qu'il ne me semble pas souhaitable d'opposer les formes de conceptualisation du drainage entre modèles saturés et modèle de Richards, mais que c'est dans leur complémentarité, via des allers et retours entre ces deux formalisations que nous avons pu produire des connaissances nouvelles.

Relations entre nappe et évaporation

Le concept de remontée capillaire à partir des nappes peu profondes en régime permanent a été élaboré par Gardner (1958) sur la base de travaux expérimentaux en colonnes de sols (Gardner et Fireman, 1958). Ce concept repose sur la résolution de l'équation de Darcy généralisée entre une

nappe de profondeur, supposée constante, et la surface du sol à un potentiel matriciel donné. Lorsque ce potentiel tend vers l'infini (ce qui est sensé représenter un assèchement du sol), un flux maximal, ou flux limite, traduit la capacité du sol (défini par ses propriétés hydrodynamiques non saturées) à transmettre un flux maximal. Il en résulte les conséquences suivantes : pour des profondeurs de nappes faibles, le sol n'est pas limitant et la succion de surface s'ajuste de manière à satisfaire la demande climatique ; pour des profondeurs plus importantes, le sol devient limitant et l'évaporation de nappe ne peut plus satisfaire la totalité de la demande, jusqu'à une profondeur, appelée profondeur critique (généralement de l'ordre de 1 à 3 mètres) où la nappe ne peut plus contribuer à la demande climatique. Ce concept a cependant été remis en question par d'autres travaux portant sur les phénomènes de remontée capillaire tels ceux de Schleusener et Corey (1959), Hadas et Hillel (1972) ou Sharma et Pilar (1973). Ces auteurs constatent une décroissance des flux de remontée capillaire pour une profondeur de nappe donnée, au-delà de certains seuils de demande évaporatoire, ce que ne prévoit pas la théorie de Gardner pour laquelle ces flux sont stables pour une profondeur de nappe donnée, avec des interprétations diverses liées au phénomène d'hystérésis de la conductivité hydraulique non saturée, (Schleusener et Corey, 1959) ; à une accumulation de sels dont l'effet osmotique induirait une chute de pression de vapeur dans le sol à proximité de l'atmosphère (Sharma et Pilar, 1973) ; à l'effet mulch agissant comme une " barrière de diffusion " (Hadas et Hillel, 1972).

Dans le cadre de la thèse de Brahic (2002), nous avons conduit des expérimentations en lysimètres sur un sol limoneux dans lequel une nappe est maintenue à une profondeur fixe, couplées à des expérimentations numériques dans le but de mettre en évidence les flux limites et de nous interroger sur leur stabilité et leur opérationnalité pour la conception des réseaux de drainage. Par rapport aux travaux antérieurs, tous réalisés en régime permanent et isotherme, nous avons mis l'accent sur les effets thermiques liés aux variations nycthémérales de la demande climatique et sur la question de l'effet de mulch. Sur le plan de la modélisation, nous avons réalisé des expérimentations numériques fondées sur l'équation de Richards (via le logiciel Hydrus) d'une part et sur l'approche de de Vries (1958) représentant les transferts couplés eau - chaleur d'autre part (via la mobilisation du modèle TEC, Transferts Eau Chaleur, Witono, 1989 et Chanzy, 1993) développé par l'équipe de Science du sol de l'INRA d'Avignon pour simuler les flux d'eau sous forme liquide et vapeur et les flux de chaleur dans le système sol-atmosphère.

En régime permanent et en l'absence de forts gradients thermiques dans le sol, nos résultats ont été conformes à l'approche de Gardner. Les flux mesurés sont prédictibles par l'application de l'équation de Richards et l'utilisation du transfert couplé eau-chaleur met en évidence des fronts de vaporisation dans les couches supérieures mais sans conséquences sur les flux totaux ; seule la proportion liquide/vapeur évolue à la surface du sol en fonction de la contrainte climatique, mais là encore sans conséquences sur le flux total. En présence de forts gradients thermiques imposés dans les lysimètres, le flux total s'est avéré peu perturbé, ce que la modélisation du modèle TEC a confirmé. En revanche, dans nos expérimentations de laboratoire, nous avons observé des flux de remontées capillaires sévèrement réduits par déstructuration du sol en surface par une action mécanique de type sarclage, et ce d'autant plus que la couche perturbée était épaisse, y compris lorsque la nappe était proche de la surface du sol. Cet effet majeur a cependant été difficile à prendre en compte dans la modélisation, car il joue probablement sur les coefficients de diffusion du sol.

Nous avons conclu ce travail de thèse sur la validité de l'approche de Gardner tant que les états de surface du sol n'étaient pas perturbés, y compris en présence de gradients thermiques. En revanche, la mise en place d'un mulch a un effet important sur ces flux, à la fois bénéfique pour éviter de saliniser les terres agricoles, mais qui à l'inverse limiterait le fonctionnement du *dry drainage*. Une partie de nos conclusions (non publiées) ont été reprises ensuite par d'autres auteurs (Gowing et al., 2006) excepté sur la dimension thermique qu'ils n'ont pas abordée.

1.4 Retour sur le modèle de laboratoire

La démarche que j'ai engagée selon le modèle de laboratoire définit par Hatchuel (2000) au cours de ma première phase de recherche inclut la démarche expérimentale et de modélisation ("*pure mathematical and conceptual research can be considered as an extreme form of laboratory research*" ibid.). Elle nous a permis de développer des concepts théoriques pour améliorer notre compréhension du fonctionnement des systèmes drainants sous une recharge pluviométrique ou sous évapotranspiration (concepts de nervosité ou de zones de transition). Ces concepts n'ont pas été mobilisés de manière directe dans les analyses que nous avons conduites sur les différents terrains d'investigation dans une réflexion sur l'ingénierie du drainage que je développerai dans le chapitre suivant. Je postule en revanche que le corpus de connaissances ainsi construit a été la condition *sine qua non* pour conduire une démarche critique sur les méthodes d'ingénierie du drainage en contexte irrigué et engager une dialectique fructueuse entre recherche et ingénierie.

Chapitre 2. Quelle ingénierie pour le drainage en périmètres irrigués ?

2.1 La construction d'un paradigme *"The twin menace of waterlogging and salinity*"

Au cours de la révolution verte, entre les années 60 et le milieu des années 80, l'agriculture irriguée a connu d'importantes transformations. A l'aube de cette période, l'irrigation concernait environ 10 % des terres cultivées. Trente ans plus tard, cette proportion est passée à 18 %, soit près de 300 Mha, au cours d'une période où la grande hydraulique a été placée au centre des politiques agricoles (Siebert et al., 2005). Ce développement s'est inspiré des grands systèmes hydrauliques conçus pendant les périodes coloniales du XIXè et XXème siècle en Inde, au Pakistan puis dans quelques pays Africains. Le drainage agricole s'est également largement développé au cours de cette même phase de modernisation de l'agriculture, tant dans les pays à climat humide, pour lutter contre les engorgements, que dans les systèmes irrigués pour le contrôle de la salinité. Les quelques statistiques les plus récentes disponibles à l'échelle mondiale élaborées par la FAO et la Commission Internationale de l'Irrigation et du Drainage (CIID/ICID) estiment à 190 Mha les surfaces drainées artificiellement dont 130 Mha en agriculture pluviale et 60 Mha en agriculture irriguée (Smedema, 1995 ; Smedema, 2000 ; Schultz et De Wrachien 2002).

Cependant, et malgré la satisfaction de plus de 40 % de l'alimentation mondiale (Turall et al., 2010 ; OCDE, 2002) le développement massif et rapide de l'irrigation de surface (i.e à partir des eaux de barrages à la différence de l'irrigation à partir des eaux souterraines comme nous le verrons plus loin) s'est accompagné de difficultés de gestion, de coordination entre offre et demande en eau, de faible efficience du transport et de l'application de l'eau, offrant une vision relativement négative quant à ses performances globales. Partant de ce constat quasi généralisé de performances médiocres des systèmes irrigués, la communauté de chercheurs en drainage a posé les concepts et argumentaires qui ont justifiés l'idée d'un recours systématique au drainage en périmètre irrigué. L'idée principale portée par cette communauté est que les faibles performances des systèmes irrigués engendrent une remontée des nappes conduisant à l'engorgement et à la salinité des sols. Le raisonnement principal consiste à lier : grande hydraulique, fuites d'eau (et de sels associés) dans les réseaux et au champ, remontée des nappes (et des sels apportés par l'irrigation ou originellement présents dans les aquifères), engorgement et salinisation des sols en surface par évapo-concentration des sels, pertes de production agricole - voire stérilisation des sols -, résumé dans le concept de "*twin menace of waterlogging and salinity"* (Figure 2).

Se référant généralement au mythe mésopotamien de la chute de la civilisation sumérienne liée à la salinisation des sols (Jacobsen et Adams, 1958), le concept a largement été développé depuis la mise en place des premiers grands périmètres irrigués par les ingénieurs anglais à la fin du XIX^{ième} siècle en Inde et au Pakistan ainsi que les mesures à prendre pour contrôler le phénomène par l'étanchéification des canaux d'irrigation et la préconisation du drainage artificiel (Ghassemi et al., 1995). Ces concepts se sont ensuite généralisés par les écoles d'ingénieurs hollandaises, américaines, et australiennes, puis partagés au sein de la communauté de la CIID pour accompagner le développement fulgurant des grands périmètres à partir des années 1950. Les principaux ouvrages de référence ont été édités au cours des quarante dernières années et réédités à plusieurs reprises.

Dans l'ouvrage "Drainage Principles and Application" dont la dernière version révisée remonte à 1994 l'ILRI (*International Institute for Land Reclamation and Improvement*, actuelle Alterra aux Pays-Bas) consacre deux chapitres sur les liens entre drainage et irrigation : "*in every drop of water, there are salts and in irrigation water, even when of undispured quality, there are a considerable quantities of salt […] these salts must be evacuated via percolation, the downward flux of the soil water […] the related drainage water has to be discharged either by the natural drainage system or by a man-made*

one" (chap 14, p 519), plus loin (chap 15, p 533) "*The application of irrigation water means an input of salts. If soil salinization is to be avoided, these salts have to be leached out of the rootzone by water percolating to the subsoil. This percolation water will cause the water table to rise and has to be drained off*" (Ritzema, 1994).

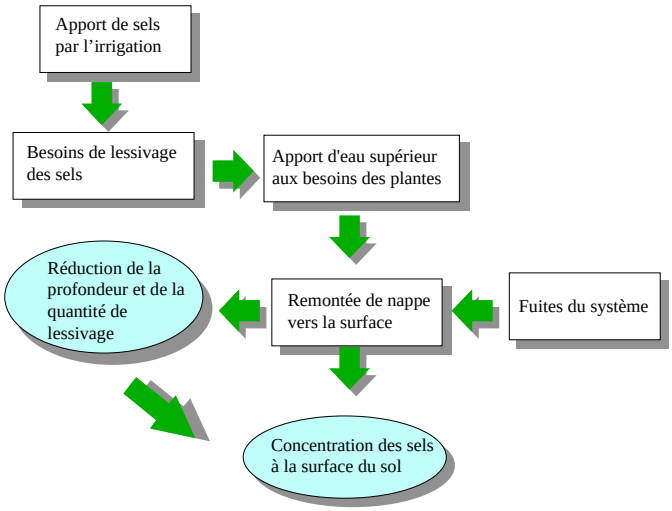


Figure 2. Vision schématique du processus de salinisation secondaire en périmètre irrigué [C1]

Dans le guide à destination des ingénieurs du génie rural, l'ouvrage de l'American Society of Civil Engineers Tanji (1990) introduit le drainage en systèmes irrigués de la manière suivante "*if the natural drainage capacity is so limited that normal deep percolation of irrigation water causes the water table to rise close to the soil surface, drains must be installed*".

La région du Murray Darling Basin en Australie est un terrain d'application fertile du concept de twin menace : "*In Australia, deep percolation from poor irrigation, together with the leakage of water from the associated network of water distribution and drainage channels, has caused watertables to rise under many irrigated areas. The pre-land clearing watertable depth was 10-30 m. This was reduced at rates of 0.1-1 m per year, until a new equilibrium position for the groundwater became established. This new equilibrium position is one where the watertable fluctuates from the soil surface to a depth of about 3 m. A significant part of all irrigation areas in Australia are currently either in this shallow watertable equilibrium condition or approaching it. Irrigation areas in south eastern Australia, particularly in the Murray Darling Basin, have 60 % or more of their land areas in this shallow water table regime. It is likely that most other irrigation areas in Australia will develop shallow watertable conditions in the future. Elevated watertables result in mobilisation of the stored salt and when this saline watertable comes close to the soil surface, soil salinisation and waterlogging result, with detrimental effects on agricultural production. […] Subsurface drainage has been installed in many areas to treat waterlogging and salinity.*" (Christen et Ayars, 2001).

Enfin, dans leur livre de référence qui synthétise les expériences et les études de cas sur la salinisation des sols et des ressources en eau, et qui est l'un des ouvrages sur cette thématique le plus cité à ce jour, Ghassemi et al. (1995) présentent un ensemble d'approches destinées à prévenir les phénomènes de salinisation, "*A wide range of management options is available for preventing salinisation*", mais présentent malgré tout le drainage artificiel comme incontournable et allant de soi : "*drainage is as necessary as irrigation for the maintenance of plant growth, prevention of waterlogging and soil salinisation*" (p49). Cette vision est toujours à l'ordre du jour dans la littérature récente "*Drainage development for salinity control of irrigated land in the arid zone is typically a*

necessity, as without improved drainage, irrigated land use in much of the arid zone is not sustainable" (Smedema, 2011).

Dans l'argumentation proposée par la communauté du drainage, les possibilités d'amélioration des performances de l'irrigation viennent en second lieu (i.e. après le recours au drainage): "*Irrigation water use varies greatly from region to region depending upon the cropping and climate. Most regions report improved water use efficiency in recent times, which is vital to the reduction of drainage problems (waterlogging and salinisation) and to making subsurface drainage implementation more affordable*" (Christen et Ayars, 2001.). Les solutions préconisées portent d'abord sur le système de distribution de l'eau pour éviter les pertes, mettant en avant les solutions d'ingénierie de revêtement des canaux, de transformation de la distribution gravitaire en distribution sous pression, ou d'automatisation de la gestion.

La question du drainage en conditions irriguées est encore généralement largement déconnectée de la question de l'augmentation des performances de l'irrigation dans les contributions récentes, et se concentrent davantage sur les méthodes de conception des ouvrages et en particulier sur les modèles de drainage à mobiliser, fondées sur le fonctionnement de la zone saturée ou de la zone variablement saturée en régime permanent ou transitoire (Abu-Zeid, 1993 en Egypte; Hollanders et al., 2005 en Chine; Hornbuckle et al., 2005 en Australie; Kelleners et al., 2000 en Inde; Kelleners et Chaudry, 1998 au Pakistan; Qureshi et al., 2011 en Ouzbekistan). A partir de ce constat de la nécessité d'installer des réseaux de drainage de manière systématisée en grande hydraulique, les questions portant sur les règles et les critères de conception de ces ouvrages ont donné lieu à une littérature abondante. Au total, de l'ordre de 15 000 références scientifiques sont répertoriées lorsque l'on croise les termes *Agriculture, Drainage, Irrigation, Salinity, Waterlogging*. La communauté portant ces questionnements est constituée d'hydrologues des processus de surface à l'interface sol-plante-atmosphère, avec une vision d'ingénieur-aménageur. Au niveau international, cette communauté est regroupée au sein de la commission internationale des irrigations et du drainage, et a principalement publié ses travaux dans la revue de la CIID *Irrigation and Drainage* (même si bien sûr, d'autres revues s'intéressent à la question, principalement *Irrigation Science*, *Irrigation and Drainage Engineering*, *Irrigation and Drainage Systems*). Dans un objectif de "conception optimale" des ouvrages de drainage, principalement en termes d'écartements entre les drains et de profondeurs de drains, les principales questions portent sur les régimes d'écoulement à prendre en compte (permanents, transitoires), des processus (faut-il, ou non, tenir compte de la zone non saturée ?) et des paramètres de caractérisation qui en résultent (paramètres simplifiés de la zone saturée du sol, conductivité hydraulique et porosité de drainage pour une opérationnalité des outils développés ou paramètres hydrodynamiques des sols pour des outils de connaissance) ; en corollaire, sur un volet agronomique, la question des relations entre salinité et rendement des cultures a été une source également très importante de travaux (voir notamment les ouvrages de référence de Ayers et Westcot (1994), réédités plusieurs fois dans la série des *technical papers* de la FAO).

J'interprète cette déconnexion entre les problématiques du drainage de celles de l'irrigation comme le fruit du transfert d'une vision du drainage des pays du nord vers celle des pays du sud et liés aux liens quasi-organiques qui ont longtemps existé au sein des corps d'ingénieurs qui ont conçu les systèmes d'irrigation et de drainage en grande hydraulique et en ont conçu le fonctionnement au cours et après la période coloniale (Molle et al., 2009). A titre d'exemple, l'Egypte, qui a bâtit sa révolution verte en développant une agriculture irriguée à partir de l'eau fournie par le barrage d'Assouan réalisé en 1964, a développé une relation structurelle avec la communauté des ingénieurs hollandais. De grands programmes de drainage se sont ainsi développés dans le cadre de l'"Egyptian-Dutch Advisory Panel on Land Drainage" (Ritzema et al., 2008). Cette influence est très explicite par exemple dans l'ouvrage "Land drainage in Egypt" coédité par Amer et de Ridder (1989).

D'autre part, l'unicité des approches est fondée sur l'idée que les principes physiques sur lesquels repose la théorie du drainage sont universels : "*The various design functions have been developed from exact mathematical analysis, electric analog techniques and various model analyses and are universally applicable. […]Naturally, the variables have to be determined for local conditions, but this is not a difficult problem, provided the basic principles from which the formulae have been derived are fully understood.*" (Coles, 1968). Dans cet esprit, les deux contextes agro-climatiques de lutte contre les engorgements et de lutte contre la salinité peuvent être considérés comme les deux variantes d'un même problème où il s'agit avant tout de contrôler les transferts d'eau (et de sels) à l'échelle d'un système drainé. Les particularismes locaux sont considérés comme de second ordre. Ces principes fondamentaux sont développés dans trois ouvrages de référence cités plus haut "Drainage Principles and Application" (ILRI, 1994), "Agricultural Salinity Assessment and Management" (ASCE, 1990) et "Design Practices for Covered Drains in an Agricultural Land Drainage System" (CIID, 1987), tous fondés sur les publications des pères fondateurs évoqués au chapitre 1 (Hooghoudt, 1940 ; Kirkham,1958 ; Dumm, 1960). C'est dans ces manuels que se cristallise le concept de *waterlogging and salinity* qui considère le drainage comme la solution universelle à la gestion de la remontée des nappes liée aux faibles performances de l'irrigation. Le drainage souterrain est considéré comme un ouvrage dont la nécessité va de soi en complément des ouvrages d'irrigation.

Dans les années qui ont suivi la parution de ces manuels, de nombreuses réflexions ont contribué à mettre en critique le caractère normatif des préconisations à portée universelle et dé-contextualisées. Les retours d'expérience résultant des suivis des programmes en irrigation et drainage ont mis en lumière l'importance des contextes locaux (Malano et al., 2004). D'autre part malgré l'injonction du recours systématique au drainage en système irrigué encore d'actualité "*without improved drainage, irrigated land use in much of the arid zone is not sustainable*" (Smedema, 2011), le développement concret du drainage dans les périmètres irrigués est demeuré relativement faible en proportion des surfaces irriguées : sur les 270 millions d'ha irrigués, 60 millions d'ha étaient drainés au début des années 2000 (Smedema, 2000 ; Schultz et de Wrachien, 2002). Cette faible proportion s'explique sans doute par le fait que la mise en place du drainage artificiel s'effectue sur des financements exclusivement publics avec un retour sur investissement difficilement quantifiable et de long terme, des coûts importants de maintenance, et un scepticisme de la part des agriculteurs quant à l'intérêt de cette technique (Gowing et Wyseure, 1992).

En termes d'ingénierie, si implicitement le terme " drainage souterrain " évoque les techniques de drainage enterré horizontal (par tuyaux enterrés ou fossés), de grands programmes de forages collectifs publics - autrement appelé drainage vertical - ont vu le jour pour combiner un rôle de drainage et d'irrigation. Les plus grand projets ont été réalisés au Pakistan (plus de 14 000 forages profonds dans le cadre du projet SCARP dans les années 50 et 60, Qureshi et al., 2008) et en Ouzbékistan (plus de 7 500 forages profond installés dans les années 80, Dukhony et al., 2007). Aujourd'hui, dans les deux régions, ces dispositifs ne semblent plus fonctionnels en raison principalement de problèmes de gestion et de maintenance.

Dans notre contribution au "Traité d'irrigation" édité en 1998 et réédité en 2006 [C1], ouvrage collectif de référence en langue française consacré à l'irrigation et présentant ce que l'on pourrait appeler l'école française de l'irrigation, nous introduisions le "drainage en périmètre irrigué" de la manière suivante : "*Alors que les tensions sur les ressources en eau croissent dans de nombreuses régions du monde, la question du drainage des périmètres irrigués alimente à juste titre la perplexité : le drainage est il-utile ou ne vaudrait-il pas mieux économiser davantage l'eau d'irrigation ? Cette question est sans doute cruciale pour maint gestionnaires de périmètre confrontés à des remontées de nappes qui provoquent des engorgements et la salinisation excessive de la zone racinaire des sols.*"

Cette introduction marque notre souhait de contribuer à la réflexion sur les approches de conception des systèmes drainants dans les systèmes irrigués, mais au-delà, de réfléchir à son opportunité. Pour

cela, notre ambition a été de développer une expertise à l'épreuve du terrain dans diverses situations de systèmes irrigués-drainés. Cette ambition a pu se déployer grâce à une équipe dont j'ai assuré la coordination (B Vincent, IE pédologue, expertise drainage et en télédétection, C Chaumont, AI, instrumentation de terrain, D Zimmer, DR, partageant son temps avec les autres équipes de l'unité).

Une démarche a été mise en œuvre dans le cadre de plusieurs projets de recherche dont une bonne partie a vu le jour dans le cadre de la CIID et de son groupe de travail sur le drainage dans lequel notre équipe était -et est toujours- impliquée (présidence et/ou secrétariat du groupe). Dans son mémoire de HDR, Zimmer (2001) résume ainsi notre posture : " *la conception du drainage dans les périmètres irrigués de milieux arides ou semi-arides doit être entièrement repensée dans les années à venir. Cette conception est en effet directement héritée des modes de réflexion développés dans les pays tempérés où le contrôle des engorgements du sol est la règle. Les périmètres où le drainage doit contrôler la salinité sont des périmètres de milieux arides ou semi-arides où le drainage doit être limité au strict minimum : il induit des pertes d'eau et des problèmes environnementaux liés aux effluents salés générés dans des régions du monde où les tensions sur l'eau sont fortes et vont en augmentant à cause de la croissance démographique. Dans ce contexte, il importe de ne pas perdre de vue que l'objectif est un contrôle aussi précis que possible du bilan de sels et donc des volumes d'eau drainés*."

Ma propre vision sur le drainage et la gestion de la salinité en périmètre irrigué, son opportunité et ses principes de conception, s'est construite à partir de plusieurs actions de recherche réalisées dans différents contextes asiatiques (Chine, Ouzbékistan) et du Maghreb. Dans les travaux que nous avons conduits sur ces terrains, il s'agissait de développer en partenariat avec les équipes scientifiques de ces pays, une recherche de terrain qui réponde à des préoccupations de gestionnaires et de décideurs publics sur le fonctionnement de leur système irrigué et drainé et en matière d'ingénierie du drainage. Différents contextes d'action se sont présentés : évaluation ex-post de projets de modernisation (Tunisie, Chine), projets d'extension (Maroc) ou de réhabilitation (Ouzbékistan) des systèmes. Il s'est agi de développer des méthodologies d'évaluation fondées sur des mesures de bilans hydriques et de salinité, de piézométrie, de télédétection et des approches de modélisation adaptées à des échelles très diverses (de l'échelle parcellaire à l'ensemble du système comme un périmètre chinois de plus de 1 million d'ha). J'y ai par ailleurs adopté une posture critique vis-à-vis de la question de l'opportunité du drainage, rejetant le systématisme de sa nécessité *a priori*, mais cherchant à développer une réflexion sur les fonctions que ces systèmes devraient assurer.

J'ai dans ce chapitre privilégié une entrée "terrain" pour démontrer la diversité des problématiques auxquelles nous avons été confrontés d'une part, mais aussi pour conduire une critique de l'application des théories du drainage en termes d'ingénierie. Ces projets de recherche se sont réalisés dans le cadre du programme de coopération internationale des 4ième et 5ième PCRD et des dispositifs français d'aide au développement (aide bilatérale et fond de solidarité prioritaire régional).

2.2 Limiter les exportations de sels, considérations sur la profondeur de drainage

Une première série de travaux a consisté à nous inscrire dans le débat sur l'approche à retenir pour concevoir la profondeur des drains qui constitue, avec leur écartement, les deux paramètres essentiels de tout système de drainage par tuyaux enterrés. Les ouvrages de référence cités ci-dessus préconisent en effet la mise en place d'un drainage profond lorsqu'il s'agit de lutter contre la salinité. L'argument consiste à vouloir limiter la salinisation des horizons de surface sous l'effet des remontées capillaires, et pour se faire, de maintenir une nappe suffisamment profonde, sous une "profondeur critique" et d'installer en conséquence les drains encore plus profondément. Le calcul de la profondeur critique s'effectue en général en vertu de l'approche de Gardner (1958) et conduit,

selon les types de sols à des préconisations de profondeurs de drains dépassant les 2 m, voire 3 m et plus dans certaines conditions de forte aridité (cf. chapitre 1).

Le principe du drainage profond pose deux problèmes. Premièrement il conduit à des ouvrages de très grande taille (les drains débouchant dans des fossés encore plus profonds dans des systèmes bien souvent dépourvus de pente naturelle), générant des coûts importants d'installation et d'entretien. Deuxièmement, il conduit bien souvent à extraire du sol des sels qui y étaient originellement présents à une profondeur non préjudiciable pour les cultures car bien en dessous de leur horizon racinaire. Se pose alors la question de leur devenir, bien souvent impossible à résoudre lorsque les systèmes irrigués se trouvent loin d'exutoires capables de les recevoir (mers ou dépressions salées) (Smedema et Shiati, 2002). Cette option technique correspond à une vision souvent très sectorielle du drainage qui n'intègre pas l'effet de lessivage par les pluies ou par l'irrigation elle-même.

Développant cette critique, et reprenant les principes de lessivage des sels en lien avec les pratiques d'irrigation Abu-Zeid (1993) effectue un premier pas d'intégration entre le fonctionnement de l'irrigation et celui du drainage. Il développe ainsi l'idée que dans les systèmes irrigués intensifs, la période de jachère est courte et que l'on peut considérer l'idée de conditions de transfert d'eau net descendant plutôt que de remontées capillaires : "*It has been realized afterwards that maintaining a downward flux of water through and beyond the root zone can control salinity adequately rather than just keeping the drains too deep. In such case, effective salinity control is achieved by providing sufficient leaching to maintain a net downward flow*". Cependant les critères de conception qu'Abu-Zeid propose restent fondés sur des critères de contrôle de nappe et non de contrôle des sels. Cette vision est très symptomatique de "l'héritage" qui a été transmis par les concepteurs du drainage, ainsi que Zimmer (2001) l'exprime : "*Les critères de dimensionnement doivent donc être basés sur des critères de débits et non sur des critères de hauteurs de nappe comme dans les pays tempérés. Ne pas perdre de vue cette composante essentielle éviterait de nombreux débats sur la bonne profondeur de nappe à adopter et surtout les contresens quasi-généraux sur l'incidence de la prise en compte de l'évapotranspiration dans les " formules de drainage ". Tous les auteurs en effet indiquent que lorsque l'on tient compte des prélèvements liés à l'évapotranspiration dans les formules de drainage, l'écartement des drains peut être augmenté. Cette vision s'explique si l'on considère que c'est la profondeur de nappe qui doit être contrôlée ; elle conduit toutefois à une erreur si l'on considère que c'est le bilan de sels qui doit l'être : augmenter l'écartement revient en effet à augmenter la part d'eau prélevée par l'évapotranspiration dans la nappe et donc à réduire la quantité d'eau drainée et de sels lessivés*." Sans être exhaustif, de nombreuses publications récentes témoignent de la permanence des principes de conception définis par les pères fondateurs du drainage évoqués plus haut (Dukhovny et al., 2007 ; Forkutsa, 2009 ; Qureshi et al. 2011 ; Yang et al. 2011).

C'est au travers de deux expériences, au Maroc et en Ouzbékistan que nous avons développé notre réflexion sur la profondeur du drainage et nos argumentaires en faveur d'un drainage peu profond, pour des raisons de coût d'installation et de maintenance mais aussi pour limiter les exportations des sels à l'aval des systèmes.

Drainage dans la plaine du Gharb au Maroc

Les collaborations entre l'Office de Mise en Valeur du Gharb, l'Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II de Rabat et le Cemagref ont été développées au début des années 90 avec la mise en place d'une station expérimentale pour acquérir des références sur l'irrigation et le drainage dans une perspective de l'agrandissement de l'un des plus grands périmètres du Maroc. Un important dispositif de mesure a été mis en place pour étudier l'irrigation et le drainage dans un contexte doublement marqué par des sols lourds où les d'excès d'eau de surface structurels sont

préjudiciables à la mise en place des cultures d'hiver en fin de saison (Zimmer et al., 1999) et de topographie plane faisant le lit d'inondations ravageant régulièrement la plaine.

Nos travaux se sont déroulés dans le cadre d'une commande ainsi formulée par le directeur de l'Office du Gharb lors de la conférence euro-méditerranéenne que nous avons organisée en 1999 pour restituer les travaux de recherche conduits au Gharb [O3] : "*[…] le réseau de drainage mis en place dans le périmètre du Gharb a été conçu et calculé sur des bases que nous pouvons qualifier de théoriques. En effet, c'est à partir de données théoriques et de résultats tirés d'expérimentations effectuées dans d'autres pays sur des sols estimés similaires à ceux du Gharb que le système de drainage dans ce périmètre irrigué et la méthodologie de calcul ont été arrêtés. […] Les résultats dégagés des expérimentations entreprises sur plus de 4 campagnes vont nous permettre certainement d'aller vers une meilleure rationalisation du système de drainage et de l'irrigation dans la plaine du Gharb. La rationalisation recherchée est fondée sur : une profondeur adéquate de pose des drains ; des écartements optimums et réconciliables sur les plans économiques et scientifiques ; le développement d'une approche de drainage curatif et évolutif en fonction des besoins".* Il s'agissait donc pour notre équipe d'intervenir dans un cadre purement technique avec des interactions limitées avec le monde agricole de la région.

La contribution collective des trois organismes Cemagref, IAV Hassan II et Office du Gharb a été riche de résultats et de recommandations. Les travaux réalisés en station expérimentale ont servi de support à trois thèses (Chabot 2001 ; Hammani 2002 ; Taky 2008 cf rubrique "Encadrement de thèses") ; un atelier avec les bureaux d'études a été réalisé pour discuter de la thématique du drainage [O2], un séminaire international a été organisé pour partager les résultats à l'échelle euro-méditerranéenne [O3], plusieurs publications ont été réalisées (Mailhol et al., 1999 ; [ACL5, ACL6, ACL16]) ainsi que de très nombreuses communications.

Sur le plan scientifique, les résultats expérimentaux ont vite mis en évidence l'impossibilité de raisonner le drainage à l'échelle parcellaire dans le contexte du Gharb, les nappes étant profondes et communicantes. D'autre part, les bilans hydriques obtenus témoignaient de l'importance des écoulements superficiels liés aux faibles capacités d'infiltration des sols du Gharb. Hammani (2002) a ainsi proposé une modélisation originale basée sur le couplage d'une modélisation hydrogéologique et des processus de ruissellement et d'infiltration [S21]. En période d'irrigation, sous canne à sucre, Chabot (2001) a testé les dispositifs de flux de sève pour améliorer la compréhension des relations entre nappes et évapotranspiration [ACL6]. Taky (2008) a intégré dans un même cadre d'analyse, les contraintes de stress hydrique liées aux engorgements hivernaux et aux déficits hydriques estivaux afin de définir une stratégie cohérente en matière d'irrigation et de drainage. Il propose ainsi de promouvoir l'irrigation gravitaire qui permet de jouer le double rôle de drainage de surface et d'irrigation dans un contexte pédologique de sols de fortes réserves utiles où l'irrigation gravitaire à la raie présente d'excellentes performances en matière de valorisation agronomique de l'eau [ACL16].

Sur le plan opérationnel, le travail réalisé a permis de clarifier les rôles des dispositifs de drainage souterrain et de surface d'évacuation des eaux superficielles à développer dans le Gharb. Il a ainsi mis en évidence le rôle important que devait jouer le drainage de surface dans ce système au détriment d'un drainage souterrain dont les ambitions devaient se limiter au contrôle du bilan salin. Il a également permis de préconiser une réduction significative de la profondeur des drains par rapport aux préconisations classiques fondées sur le concept de profondeur critique, mettant en évidence que le schéma de drainage profond générait un déséquilibre important entre les entrées et les sorties de sels à l'échelle de la station (15 t/ha/an exportés contre 8 t/ha/an importés par l'eau d'irrigation). Aujourd'hui ces critères de conception (drainage moins profond et "minimaliste") sont de règle. Les études d'aménagement entreprises dans le Gharb s'appuient sur nos résultats en matière de conception. En particulier, les profondeurs des drains projetées actuellement sont de

1 m. Le nivellement et l'assainissement intensif sont présents dans les préconisations techniques des projets. Toutes les études d'aménagements évaluent l'opportunité du nivellement y compris en irrigation localisée (Taky, ingénieur à l'Office du Gharb, communication personnelle).

Drainage dans le bassin de la Mer d'Aral

En Asie Centrale, notre collaboration avec l'Interstate Commission for Water Coordination of Central Asia (ICWC) s'est déroulée dans le cadre du projet européen Cirman-aral [R3]. L'ICWC est en charge de la gestion des ressources en eau de cinq états de la région : Kazakhstan, Kyrgyzstan, Tajikistan, Turkmenistan et Ouzbekistan. Il s'agit en particulier du bassin de la mer d'Aral, alimentée en eau par les fleuves Amou Darya et Syr Daria dont le débit a été détourné en grande partie pour alimenter plus de 7 millions d'ha irrigués dont plus de 5 artificiellement drainés (Dukhovny, 2007). L'ensemble de ce système irrigué-drainé, créée dans les années 60 et 70, a été à l'origine des conséquences environnementales dramatiques de réduction drastique du débit de ces deux fleuves (supérieure à 80 %) occasionnant la quasi-disparition de la mer d'Aral. Sur le plan qualitatif, la réduction du débit s'accompagne d'une augmentation très significative, d'amont en aval, de la salinité de l'eau de ces deux fleuves (d'un facteur 3 à 4), suite au rejet des eaux de drainage (Smedema et Shiati, 2002). Mais aujourd'hui, étant donné les conditions socio-économiques des pays d'Asie Centrale, ce système se trouve dans une situation de détérioration avancée et se pose la question de sa réhabilitation (Kijne et Kuper, 2005).

Les principes adoptés pour la conception des systèmes de drainage souterrain ont reposé sur la profondeur critique conduisant à des systèmes très profonds de l'ordre de 3m à 3,5m. Sur la base de bilans hydriques et salins réalisés à l'échelle d'une ferme expérimentale, nous avons mis en évidence un schéma identique à celui du Gharb, d'exportation de salinité primaire (de l'ordre de 2,5 fois plus, soit 15 t/ha/an exportés contre 6 t/ha/an importés par l'eau d'irrigation), plus de 40 années après l'installation du système [R3]. Une modélisation mise en œuvre à l'échelle des systèmes de drainage a confirmé l'idée que des drains posés à une profondeur moindre, de l'ordre d'un mètre, seraient susceptibles d'offrir un meilleur équilibre salin et de moindres conséquences environnementales.

Mais le sujet sur la profondeur de drainage fait encore l'objet de controverses, y compris au sein de la CIID entre les tenants d'une approche classique "maximaliste" et les tenants d'un drainage plus "mesuré", qui tienne davantage compte des enjeux de durabilité environnementales. En ce sens nos conclusions rejoignent celles de l'école australienne qui forts de l'expérience conduite sur le bassin de la Murray Basin préconisent aujourd'hui la réduction de la profondeur des drains pour limiter les exportations de sels à l'aval des systèmes (Christen et Skehan 2001 ; Vincent et al. 2007).

2.3 Le *dry drainage* : une solution pour limiter les exportations de sels ?

Les contraintes du drainage vis-à-vis de l'exportation des sels et le déplacement des problèmes de salinité dans les réseaux hydrographiques à l'aval des systèmes irrigués, ajoutées aux contraintes économiques de sa mise en place et des opérations de maintenance, peuvent remettre en cause l'option du recours au drainage ou du moins réduire sa contribution à la résolution des problèmes de salinité. Je présenterai ici l'analyse d'une alternative au drainage, forme d'auto-organisation de la structure de la salinité à l'échelle d'un périmètre entier (situé sur le Fleuve Jaune) en Chine, l'un des plus vastes à l'échelle mondiale) sous l'effet combiné des remontées capillaires, de la topographie, de la co-existence entre zones cultivées et irriguées et zones non cultivées, connue sous le terme de *dry drainage*.

Le concept de *dry drainage* a fait son apparition dans les années 90 (Gowing et Wyseure, 1992; Khouri, 1998 ; Konukcu et al., 2006). Le principe consiste à concevoir le territoire irrigué comme deux sous-ensembles, le premier cultivé et irrigué, le second non cultivé recevant et concentrant les sels

apportés par l'eau d'irrigation. Pour qu'un tel schéma s'établisse, il est nécessaire qu'une nappe peu profonde contribue à l'action de l'évaporation sous la forme de remontée capillaire au sein du sous-ensemble non cultivé, évapo-concentrant ainsi les sels en surface, et générant un rabattement de nappe induisant un gradient hydraulique entre les deux sous-ensembles et le transfert des sels associé.

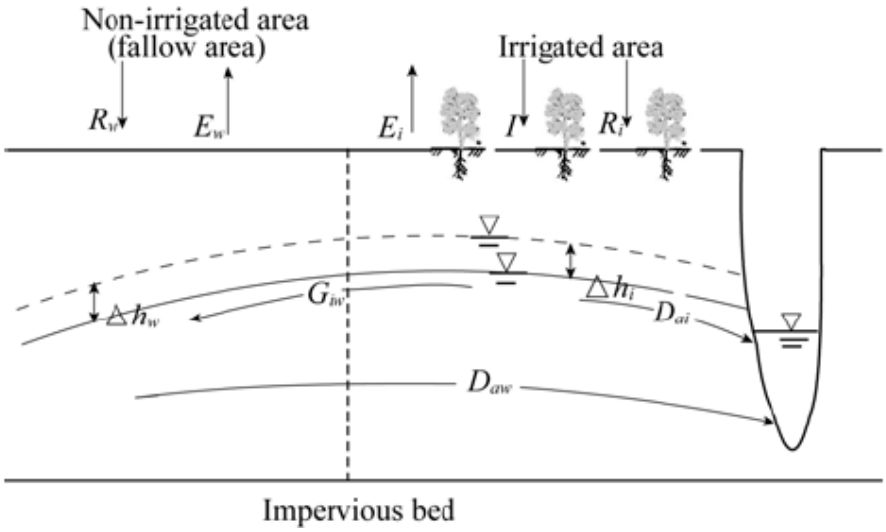


Figure 3. Représentation schématique du dry drainage et des principaux termes du bilan hydrique : séparation de la zone non irriguée (à gauche), et irriguée (au centre), et drainage souterrain artificiel (à droite) d'après [ACL11]

Dans le cadre de la thèse de Wu (2007) co-encadrée par notre équipe et le département irrigation et drainage de l'Université de Wuhan en Chine, nous avons mis en évidence les rôles respectifs du drainage souterrain classique et du *dry drainage* dans le périmètre de Hetao dans le nord de la Chine dans le bassin du fleuve Jaune qui constitue l'un des plus grands périmètres irrigués mondiaux (de l'ordre de 1 100 000 ha dont 570 000 irrigués). Ce périmètre a constitué un contexte de mise en évidence du mécanisme de *dry drainage* à une large échelle. En effet, malgré l'existence d'un réseau de drainage réalisé en 1975 puis modernisé dans les années 90, les bilans salins réalisés sur la base des informations et des données de l'office de gestion du périmètre, ont montré un fort déséquilibre entre les sels entrant dans le système via l'eau d'irrigation à l'échelle du périmètre et les sels en sortant par drainage. La différence est stockée à l'intérieur du système, essentiellement au sein des zones non cultivées. Notre démarche a consisté à reconstituer une vision historique et compréhensive de la salinité sur 40 années au travers d'un travail de télédétection, d'analyse des données des volumes d'irrigation et de drainage gérés par l'office de gestion de l'irrigation, et d'une expérimentation réalisée à l'échelle d'un secteur de 3 000 ha.

Le travail de télédétection a été mis en œuvre afin d'identifier les sols salés et cultivés grâce à une stratégie d'acquisition d'images d'archives (6 images de 1973 à 2006). Cette stratégie a été dictée par le climat continental aride (150 mm de mousson par an) et les périodes de culture permettant de distinguer les zones cultivées au cours de la saison d'irrigation (juin-août) des zones salées à la fin de la saison sèche et froide (mars-avril). Cette dernière période correspond au maximum de la cristallisation des sels en surface avant que ceux-ci ne se ré-infiltrent sous l'action de la mousson. Nous avons notamment pu mettre en évidence la pertinence de la télédétection pour cartographier la salinité dans un tel contexte agro-climatique où espaces cultivés et non-cultivés se distinguent nettement avec une bonne fiabilité (vérifiée par des mesures de terrain et estimée à respectivement 90% pour la détection de la salinité et 98% pour la détection des zones cultivées) [ACL10]. Ce contexte d'application de la télédétection est apparue plus propice que le contexte pakistanais où les

travaux antérieurs de l'équipe avaient été réalisés (Tabet et al., 1997) et avaient montré de faibles capacités de détection de la salinité en raison : 1) de modalités de gestion de la salinité à l'échelle des parcelles agricoles par des agriculteurs en ayant une parfaite maitrise, ce qui masque ses manifestations, et 2) la coexistence des problèmes de salinité neutre et de sodicité en lien avec des pratiques d'utilisation des eaux souterraines pour l'irrigation, et ne présentant pas le même type de manifestation physique (changement de structure du sol versus cristallisation des sels en surface).

La combinaison de l'analyse des bilans des entrées en eau et en sels par irrigation et de leur sorties par drainage à une échelle très large et d'une expérimentation à une échelle plus réduite de 3000 ha nous a permis de mettre en évidence un effet de *dry drainage.* L'essentiel de la salinité apportée chaque année par irrigation, se stocke en effet dans un sous-ensemble non cultivé, correspondant à environ 50 % de la superficie totale du périmètre (Figure 3). Le mécanisme de dry drainage est confirmé par la mise en évidence de gradients hydrauliques témoignant de flux souterrains entre les deux zones d'une part, et par la mesure de différences de salinité de nappes bien plus élevées dans les zones de jachère comparées aux zones irriguées en lessivage permanent d'autre part. Sur ces bases, une approche conceptuelle de type bilan hydrique et salin fondée sur les transferts de nappe entre les deux sous-ensembles irrigués et non irrigués a été conduite, quantifiant l'effet de redistribution interne des sels à environ 6 t de sels/ha/an et leur évacuation par drainage artificiel de l'ordre de 1,5 t de sels/ha/an après modernisation de celui-ci [ACL11].

Ce fonctionnement du système ne répond pas à un schéma classique d'aménagement. D'une part, il pose la question du devenir des sels stockés et non lessivés au sein des zones non cultivées. D'autre part, il soulève des questions de durabilité du mécanisme de remontées capillaires et de l'influence de la concentration des sels en surface sur ce mécanisme potentiellement limité par des transferts d'eau inverses dus au gradient de concentration des sels (Elrick et al., 1994, Gowing et al., 2006), et/ou par des modifications éventuelles des propriétés hydrodynamique des sols.

Pourtant le système semble durable au regard de la gestion de la salinité : le périmètre de Hétao est une région irriguée depuis plus de 2000 ans et la production agricole y a fortement augmenté depuis les 40 dernières années. Nous postulons que ce système fonctionne en partie grâce à ce transfert interne de sels, grâce à la structuration du territoire. La topographie joue un grand rôle dans cette structuration, les zones de dépression étant plus sujettes à la mise en place de remontées capillaires en lien avec une profondeur relative de nappe plus faible qui conduit les agriculteurs à privilégier les zones de topographie plus élevées. Cette organisation pose notamment la question de l'expansion de l'agriculture irriguée dans ce type de situation, qui au-deçà d'une proportion de zones non cultivées, de l'ordre de 50% (ordre de grandeur confirmé Konukcu et al., 2006) ne serait plus suffisante pour un tel rééquilibrage des sels. Cela pose également la question de l'intérêt de l'intensification du drainage dans un contexte où celui-ci devrait être considérablement renforcé pour exercer un rôle de lessivage significativement plus important qu'actuellement.

2.4 Quel modèle de terrain ?

Les analyses que j'ai présentées dans ce chapitre sur le fonctionnement des nappes superficielles sur les différents terrains d'investigation nous permettent de fournir quelques recommandations générales relatives à a question du drainage. Je rejette tout d'abord l'idée d'un recours systématique au drainage prônée par le paradigme du *waterlogging and salinity*, y compris dans les situations affectées par les remontées des nappes et où la gestion des sels pose problème. Une réflexion préalable sur les besoins en drainage reposant sur l'examen des possibilités d'améliorer le système d'irrigation doit être d'abord conduite, suivie par l'établissement d'un bilan hydrique et de la salinité à l'échelle du territoire irrigué, partant du principe que toute goutte d'eau salée évacuée hors du système pourra engendrer des conséquences environnementales déplaçant des problèmes vers l'aval. Cette réflexion ne peut être conduite que dans chaque contexte spécifique, sans écarter

l'option d'une redistribution des sels à l'intérieur même du territoire irrigué. Enfin, lorsque le recours au drainage souterrain semble la seule voie possible, et après analyse de son fonctionnement à partir de références locales, nous préconisons un drainage minimaliste basé sur un bilan hydrique et salin qui tienne compte des pluies lessivantes et sur de faibles profondeurs de drains.

Les approches mobilisés et développées pour réaliser ces analyses faites à large échelle ont reposé sur des bilans hydriques et salins ou des modèles conceptuels. Il ne s'est donc pas agi d'appliquer directement les approches de modélisation hydrodynamiques développées à l'échelle du système de drainage ou de la zone non saturée dans mes travaux antérieurs (selon le "modèle de laboratoire") à "un système ouvert" où les échelles et les conditions aux limites ne sont à mon sens pas transposables, sinon au prix d'une caractérisation exigeant des moyens qui ne correspondaient pas aux objectifs de recherche dans lesquels je me suis inscris. En revanche, mes travaux antérieurs m'ont permis de maitriser les processus de transfert d'eau au sein des systèmes drainants et de la zone non saturée en présence d'une nappe peu profonde dans des conditions de forte demande évaporatoire. Ce socle conceptuel a été sollicité afin d'éclairer la démarche que j'ai contribué à mettre en œuvre sur les différents terrains présentés dans ce chapitre.

Mon expérience de modélisation s'est également enrichi des tentatives de "modélisation intégrée", démarche qui a fortement orienté les recherches de mes deux unités d'accueil (drainage et irrigation) au début de la décennie 2000. Cette voie de recherche a été fortement inspirée des principes de la gestion intégrée des ressources en eau (GIRE) suite aux conférences de Dublin et de Rio en 1992 (GWP, 2000), enjoignant la recherche à trouver les moyens d'économiser l'eau en agriculture. Le leitmotiv "*more crop per drop*" a ainsi pénétré les agendas de recherche porté par des organismes tels que l'International Water Management Institute, IWMI, (Kuper, 2011). Ces modèles intégrés ont, au travers d'une intégration des approches et des disciplines (agronomiques, hydrauliques, économiques principalement) cherché à produire des "outils d'aide à la décision" ou "DSS" (Decision Support Systems) à destination des gestionnaires pour optimiser la gestion de l'eau. Cette démarche scientifique était à l'époque considérée comme la voie principale de mise en commun des disciplines et de recherche-intervention par l'intégration de modèles et rendre compte du fonctionnement des hydro-systèmes aménagés. Le Cemagref et l'IWMI ont ainsi conduit un important projet de recherche développement au Pakistan à la fin des années 90 destiné à aboutir à de tels produits : " *Le modèle INTEGIS d'exploration de réformes de gestion d'un périmètre irrigué au Pakistan est issu d'une collaboration entre l'IIMI et le Cemagref. Il intègre (i) une modélisation des canaux d'un périmètre de 70 000 ha au Punjab, (ii) des règles de régulation manuelles, (iii) une formalisation du comportement technico-économique des agriculteurs sous forme de modèles micro-économiques, (iv) un modèle hydrosalin pour rendre compte des risques de salinisation des sols et des nappes (v) un SIG, pour une analyse spatiale des scénarios. Ce modèle a servi à une comparaison de stratégies d'intervention, allant de l'application de marchés de l'eau à une rénovation des allocations d'eau tenant compte des risques de salinité. Cette architecture sera reprise dans un projet du Programme Commun sur les Systèmes Irrigués (Cemagref-Cirad-IRD) au Maghreb, en partenariat avec les institutions de recherche et de développement de la Tunisie, du Maroc et de l'Algérie (Projet Sirma " Economies d'eau sur les systèmes irrigués au Maghreb ")"* (Garin, 2003).

J'ai également contribué à de tels démarches fondées sur l'intégration mécaniste de modèles bio-décisionnels dans les projets dans lesquels j'étais engagé à la même période, en Chine et en Ouzbékistan. Il s'agissait également, outre l'analyse du fonctionnement du drainage, de coupler différents modèles de transferts d'eau (transport de l'eau, application à la parcelle, drainage) à des règles de gestion pour développer des DSS : "*The main objectives of this research were: a) the identification and quantification of main water savings in irrigation in two selected irrigation districts of the Yellow River basin; b) the definition of improved water management strategies relative to canal water supply, irrigation water deliveries, on-farm irrigation, water-logging and salinity control; and c) the development of a decision support system (DSS) aiming at operational and planning decisions*"

(rapport final du projet Yellowatsave en Chine [R1]). J'étais, dans ces deux projets, chargé de fournir "la composante drainage" du modèle intégré qui devait en résulter. Cette ambition intégratrice par les modèles a soulevé nombre de difficultés : calage de chaque composante, cohérence entre les modèles (variables de couplage, paramétrage, temporalité), identification des règles de gestion.

Mais, plus fondamentalement, si ces démarches de modélisation intégrée ont offert une plate-forme fructueuse pour des échanges entre chercheurs, les produits de cette modélisation (du moins celles qui ont vu le jour dans le cadre des projets auxquels j'ai participé) n'ont pas eu de réelle portée opérationnelle ni d'appropriation par les acteurs - gestionnaires de l'eau en l'occurrence, bénéficiaires supposés de nos recherches - qui n'étaient que très peu intervenus dans le processus de construction de ces modèles. Je fais l'hypothèse que ces échecs sont avant tout dus à un modèle de production de connaissances inadapté car insuffisamment porté sur la recherche-intervention.

Chapitre 3. Pour une recherche-intervention consacrée à la gestion des eaux souterraines

3.1 La révolution des forages et l'émergence de la "*groundwater economy*"

Le recul des investissements publics en grande hydraulique depuis les années 1990 a été en partie compensé par une très forte expansion de l'irrigation individuelle, qualifiée d'informelle car peu, voire pas, encadrée de règlementations rigoureusement appliquées. Deux révolutions techniques ont en particulier favorisé cette émergence : le recours aux ressources souterraines grâce à la motorisation de l'exhaure et la diffusion des techniques de goutte à goutte. Les avancées technologiques sur les performances des pompes immergées et la réduction de leur coût ont en effet offert des possibilités inédites d'accès individuel à des eaux souterraines situées à plusieurs dizaines, voire centaines, de mètres de profondeur. L'irrigation individuelle s'est développée au sein même des périmètres collectifs de grande hydraulique, pour pallier les défauts de leur gestion, dessinant ainsi de nouvelles frontières de l'agriculture irriguée [ACL18]. L'accès individuel à l'eau souterraine s'accompagne aujourd'hui de la reconversion massive des techniques traditionnelles d'irrigation gravitaire à l'irrigation localisée dans une logique d'intensification de la production agricole et de meilleure rentabilité, notamment de la main d'œuvre. Cette logique d'innovation n'est pas propre aux grands exploitants mais concerne également les petits agriculteurs. "*A common perception that has held way over the popular mind is that drip and sprinkler irrigation require great deal of capital, they are difficult to manage and labor intensive, and appropriate only for commercial crops raised on scientific lines. In recent years, there have been efforts to promote and mainstream a nearly opposite notion that these technologies are particularly suited to very small, resource poor farmers; that, for small plots, they require surprisingly little capital; they are easy to manage and, in fact, save labor; and most importantly, these can significantly enhance productivity of land and water, quality of the produce and the farm income of the adopter household.*" (Shah et Keller, 2001). Cette double révolution technique (forage et goutte à goutte) forge ainsi un espoir à de nombreux agriculteurs pour significativement augmenter leur niveau de vie et améliorer leur statut social (Polak et Yoder, 2006). " *Avoir un forage c'est voir un peu plus loin et c'est aussi ne pas prendre du retard par rapport aux autres. Aujourd'hui celui qui n'a pas le forage on ne le regarde pas de la même manière, c'est un mesquine (un malheureux), un agriculteur d'hier* " (Quarouch et al., 2012).

Cette évolution des systèmes irrigués, qualifiée de " *groundwater revolution* " par Giordano et Villholth (2007) et de " *silent revolution* " par Llamas et Martinez-Santos (2005) a permis l'émergence d'une économie agricole fondée sur l'exploitation des ressources souterraines, qualifiée de " *groundwater economy* " (GWE) par Shah (2009), terme que nous conserverons ici car il exprime l'impact considérable de ce nouvel accès à l'eau sur l'économie agricole. Cette transformation de l'agriculture irriguée est générale et sans précédent dans l'histoire de l'irrigation et présente ainsi tous les signes d'un réel processus de *développement agricole* au sens de l'agronomie systémique (Cochet, 2011). Elle concerne la moitié des superficies irriguées en Asie du Sud (Giordano et Villholth, 2007), l'une des régions les plus irriguées du monde ; elle prend également de plus en plus d'ampleur dans les pays du Maghreb [ACL15]. Deux chiffres témoignent de l'étendue du phénomène à l'échelle mondiale : sur les 300 millions d'ha irrigués, plus de 100 millions le sont aujourd'hui à partir d'eaux souterraines (Siebert et al., 2010 sur la base d'un inventaire statistique réalisé par la FAO) ; selon Margat (2008), l'extraction annuelle des eaux souterraines aurait été multipliée par 10 en 50 ans, passant de 100 km^3/an à 1000 km^3/an ; d'autres auteurs estiment ce dernier chiffre autour de 750 Km^3/an avec un taux de non renouvellement de l'ordre de 40%, soit une surexploitation de l'ordre de 280 Km^3/an (Wada et al., 2010).

La révolution des forages et de l'irrigation localisée et leur large diffusion a radicalement changé la place que devrait prendre le drainage agricole dans ce contexte nouveau. Elle a permis l'amélioration des performances hydrauliques et agronomiques des systèmes par comparaison avec l'agriculture irriguée à partir des eaux de surface (Llamas et Martinez-Santos, 2005), démontrant que le schéma conceptualisé par les tenants du *waterlogging and salinity* de remontée générale des nappes dues aux inefficiences des systèmes de distribution et d'application de l'eau ne constituait plus une règle générale. Par là même, il y a donc lieu de repenser l'opportunité du drainage en système irrigué, en écartant d'emblée toute préconisation de recours systématique à cette technique dans sa forme classique de drainage enterré comme consubstantielle de l'irrigation. Nous pouvons en conséquence considérer l'actuelle révolution des forages comme une révolution du drainage par la mise en pratique, à une échelle inédite, des préconisations de la communauté du drainage en matière de drainage vertical… mais pour de toutes autres raisons et selon un modèle très différent. A part les quelques exemples de réalisation de programmes de drainage vertical répondant à des normes d'ingénierie via des forages collectifs cités au chapitre 2, ces préconisations ont trouvé peu d'échos à l'échelle internationale. Le développement actuel des forages s'effectue à l'initiative des agriculteurs dans un objectif d'irrigation avec leurs financements propres, et souvent de manière informelle.

Il y a donc lieu aujourd'hui de définir un cadre d'analyse qui intègre des situations et tendances diverses, voire contradictoires, vis-à-vis de l'impact anthropique sur la dynamique des ressources souterraines dans les systèmes irrigués, intégrant le fait qu'un même système ait pu basculer d'une situation d'engorgement à une situation où la nappe est utilisée comme ressource pour l'irrigation dans des conditions pouvant parfois conduire à sa surexploitation (voir à titre d'exemple la dynamique de la ressource souterraine du périmètre du Tadla au Maroc qui est passé d'une situation d'engorgement à une menace de surexploitation en une quarantaine d'années dans Kuper et al., 2012). Dans leur introduction à un rapport de l'IWMI consacré à la situation des nappes souterraines à l'échelle mondiale, Shah et al. (2000) décrivent leur vision des contextes liés à l'usage des eaux souterraines : "*Three problems dominate groundwater use: depletion due to overdraft; waterlogging and salinization due mostly to inadequate drainage and insufficient conjunctive use; and pollution due to agricultural, industrial and other human activities*". Si cette vision a l'intérêt de présenter les problèmes d'engorgement et de surexploitation dans une même analyse, je ne rejoins en revanche pas l'idée que la dimension environnementale, notamment agricole, soit indépendante des deux autres caractéristiques. En effet, les problématiques environnementales sont elles-mêmes influencées par le contexte d'usage (engorgement ou surexploitation). Les situations d'engorgement sont la résultante d'une agriculture irriguée peu intensive où l'eau, en tant que facteur de production, n'est pas utilisée à son maximum ; à l'inverse, les situations de surexploitation témoignent d'un contexte agricole en voie d'intensification où les agriculteurs investissent dans l'ensemble des facteurs de production, dont l'eau (avec d'importants coûts d'investissement dans la réalisation des forages et dans l'exhaure), mais également en fertilisation et en produits phytosanitaires. Les enjeux environnementaux y prennent une importance croissante, dépassant la stricte gestion de la salinité.

Par ailleurs, le développement de l'irrigation individuelle change en profondeur le rôle de l'agriculteur individuel, des collectifs d'irrigants et des autres acteurs habituels de la gestion de l'eau agricole. Dans les systèmes étatiques, auparavant simples usagers d'une ressource délivrée, avec une qualité de service souvent déficiente, par un gestionnaire, voire une bureaucratie hydraulique (Kuper, 2011), dont ils étaient dépendants, les agriculteurs agissent aujourd'hui individuellement directement sur la ressource par le biais de leur forage. Dans les systèmes communautaires, cette relation directe entre chaque agriculteur et la ressource annihile aussi l'intérêt commun qui impose la définition de règles collectives pour un partage d'un débit limité et l'entretien d'un réseau hydraulique collectif. En effet cette ressource est un bien commun invisible (Bekkar, 2009), dont bien souvent personne n'est réellement responsable, ce qui rend sa gestion d'autant plus délicate. La notion de *périmètre irrigué* devient ainsi beaucoup plus floue, le réseau hydraulique ne structurant

plus à lui seul, l'espace agricole irrigué et parfois même plus du tout dans les nouveaux espaces agricoles irrigués fonctionnant exclusivement à partir des ressources souterraines. Cette nouvelle forme d'organisation de la gestion de l'eau pose ainsi de nouvelles questions et nous interroge sur ce qui y fait territoire "*comme cadre d'action individuelle, collective et publique, et d'adaptation des acteurs aux évolutions de leur environnement*" (Caron, 2005).

Pour aborder les nouveaux enjeux environnementaux portés par la GWE d'une part, et les questions de gestion quantitative de l'eau d'autre part, la prise en compte de l'agriculteur en tant qu'acteur décisif de la gestion de l'eau m'est apparue stratégique. Cette évolution a été facilitée par mon implication dans une équipe d'agronomes (agronomes des processus, agronomes systèmes, agro-économistes) avec lesquels j'ai étroitement collaboré au sein de l'unité G-eau. Je présenterai ainsi mes travaux récents en deux parties. Ces travaux constituent le socle de mon projet scientifique.

Dans une première partie, je présenterai mes travaux relatifs à l'évaluation environnementale des systèmes irrigués dans lesquels, me rapprochant de l'agronomie système, l'agriculteur et ses pratiques ont été mis au centre de nos analyses. Il s'est agit, d'une part, d'analyser les nouveaux enjeux de gestion de la salinité dans le contexte de la GWE et d'autre part de renouveler les méthodes d'évaluation environnementale des systèmes irrigués par l'élaboration d'un nouveau cadre d'analyse au croisement de l'agronomie système et de l'analyse de cycle de vie (ACV).

Dans une seconde partie de ce chapitre, je traiterai spécifiquement de mes travaux les plus récents en matière de gouvernance des eaux souterraines dans le contexte de la GWE. Je mettrai l'accent sur l'intérêt de réfléchir aux questions épistémologiques de la recherche-intervention pour démontrer en quoi des actions de recherche portées vers l'intervention présentent des dimensions supplémentaires par rapport aux modèles de production de connaissance plus académiques. Je m'appuierai sur deux actions de recherche portant sur des enjeux de gouvernance des ressources en eau souterraines que j'ai coordonnées dans deux contextes de GWE, au Sud (en Algérie) et en France.

3.2 Durabilité environnementale de la *groundwater economy*

Analyse des pratiques des agriculteurs pour la gestion de la salinité

La gestion de la salinité en agriculture irriguée fut identifiée comme l'une des actions structurantes du projet d'économie d'eau au Maghreb Sirma (cf page 9) [ACL15]. Dans ce cadre, j'ai été en charge d'animer une équipe pluridisciplinaire d'agronomes systèmes, d'hydrologie, et de science du sol de l'ENSA d'Alger, de l'université de Chlef (Algérie), de l'INRGREF (Tunisie) et de l'UMR G-eau. Nous avons opéré sur deux terrains, le Bas-Chelif en Algérie et l'oasis de Fatnassa en Tunisie reconnus pour leur contexte de salinité (Douaoui et Walter, 2006 ; Marlet et al., 2009) mais suivant des schémas de salinisation très diverses : un schéma de salinisation classique (oasis de Fatnassa) et un schéma récent d'évolution vers un processus de salinisation sodique en lien avec des pratiques d'utilisation d'eau souterraine pour l'irrigation (plaine du bas-Chelif, Algérie).

Les travaux antérieurs conduits au Pakistan par les deux équipes drainage et irrigation sur la détection de la salinité avaient mis en lumière l'importance de connaitre et de reconnaitre le savoir et le savoir-faire des agriculteurs sur leur sol et en particulier en matière de pratiques de gestion de la salinité : Tabet (1999) expliquait en effet que les zones de salinité modérée étaient difficilement évaluables car la salinité y est contrôlée par les pratiques des agriculteurs et Condom (1999) avait relié le caractère sodique de certains sols aux pratiques d'irrigation à partir de la ressource souterraine.

Partant du principe que " les agriculteurs ont de bonnes raisons de faire ce qu'ils font ", nous avons développé des travaux reposant sur l'analyse des pratiques de gestion de la salinité comme une

approche commune appliquée à deux terrains très différents sur le plan agraire (une oasis et un territoire irrigué semi-aride) Il s'agissait d'appréhender la relation de l'agriculteur à la salinité, sa perception du risque pour ses cultures, sa vision sur les liens entre drainage et salinité ou entre pompage et salinité, les écarts avec la vision (souvent très alarmiste) du chercheur en sciences du sol.

L'analyse des pratiques est donc ici à prendre au sens qu'en ont donné agronomes et géographes dans le cadre d'un courant de pensées dont le démarrage remonte aux années 1960 (Landais et Desfontaines, 1988) où l'on distingue *la technique* définie dans un contexte général de *la pratique* définie dans un contexte particulier. L'analyse des pratiques constitue un objet de recherche en soi où l'on choisit une recherche de terrain et où l'on considère des situations concrètes et singulières dans lesquelles opèrent les praticiens (Blanc-Pamard et al., 1992). Dans une mouvance de recherche visant à faire converger les savoirs locaux et les savoirs académiques l'intérêt de ces approches s'est confirmé dans le domaine des sciences du sol. Dans leur éditorial d'un numéro spécial de la revue Geoderma consacré à ce thème "*Local soil knowledge: insights, applications and challenges*", WinklerPrins et Sandor (2003) précisent le concept de savoirs locaux sur les sols : "*the knowledge of soil properties and management possessed by people living in a particular environment for some period of time*". Dans le même esprit que Darré (2004), ces auteurs définissent les savoirs locaux sur les sols comme un mariage entre connaissances et pratiques, ce qui a longtemps contribué à les dévaloriser par la science. Ils contribuent ainsi à définir *l'ethnopédologie,* hybridation de méthodes et d'épistémologies au carrefour de sciences du sol et des sciences sociales qui a pour objet l'étude de ces savoirs en fixant à cette nouvelle discipline plusieurs enjeux : comprendre les *perceptions* que les agriculteurs ont du sol et le *langage vernaculaire* utilisé pour le décrire, la prise en compte de ces savoirs pour qualifier le *caractère dynamique* des sols et de leurs problèmes au sein du territoire, la mise en œuvre *d'une approche participative* afin de construire un *dialogue* entre scientifiques et agriculteurs pour tendre vers des diagnostics partagés et des représentations communes du futur. Dans ce même numéro spécial Ali (2003) met en évidence la capacité des agriculteurs d'une région du Bengladesh, à qualifier leurs sols dans un contexte de salinité et d'acidité : " *Despite their lack of knowledge in the field of soil science, farmers distinguished soil texture, organic matter content, salinity, acidity, consistence, drainage and productivity qualitatively with greater degree of accuracy. Farmers' knowledge of soil properties corresponds well with the qualitative interpretation of the scientific data on those properties as they are measured during the laboratory analysis of soil samples*".

Dans le Bas-Cheliff, les enquêtes auprès des agriculteurs ont confirmé leur bonne connaissance des sols par l'emploi d'une terminologie locale pour les désigner ainsi que leur état de salinité. Cette connaissance empirique a été corroborée par les mesures physiques de la salinité des sols, structurée selon un gradient amont-aval du territoire. Les agriculteurs adoptent également des pratiques adaptées à la gestion de la salinité : systèmes de culture sensibles à la salinité sur les terres les moins salées et les plus élevées topographiquement (agrumiculture et maraichage) ; systèmes de culture plus tolérants aux sels sur les terres les plus salées situées en général dans les dépressions topographiques (culture d'oliviers et d'artichaut) ; pratiques d'alternance de cultures tolérantes (artichauts) avec des cultures plus sensibles à la salinité (melons) entrecoupées de périodes de jachère favorisant le lessivage ; techniques de semis différentes selon la salinité des sols (Hassani 2007 ; [ACL17]).

En revanche, les géochimistes de l'équipe ont observé des signes avant coureurs de sodisation (teneur élevée en sodium) et d'alcalinisation (pH élevé) des sols. Ce phénomène, différent de celui de la salinité (somme totale des sels dissous dans l'eau qui crée un stress osmotique pénalisant l'alimentation hydrique de la culture) se traduit par une dégradation des propriétés structurales des sols et son imperméabilisation. Après avoir analysé la qualité des eaux souterraines, ils ont constaté qu'une proportion importante de ces eaux (environ les deux tiers) présentait des équilibres géochimiques susceptibles d'être responsables de la sodisation des sols (Bradaï et al., 2009). L'usage

combiné des eaux de surface et des eaux souterraines renforce le risque de sodisation des sols par des effets de dilution (l'eau de surface étant à une salinité moindre que l'eau souterraine.). Or des alternances d'usage de ces deux types d'eau sont utilisées pour certaines cultures comme l'arboriculture (prioritaire en dotation d'eau du barrage). Cependant à la différence de la salinité dont les effets sont reconnus par les agriculteurs, ceux-ci ne relient pour l'heure pas l'usage des eaux souterraines à des évolutions des propriétés des sols. Nous pensons que les manifestations ne sont pas suffisamment patentes sur le terrain en raison de l'usage relativement récent des eaux souterraines.

A Fatnassa, la situation s'est avérée très différente car les problèmes liés à la salinité passent après les préoccupations de gestion du système d'irrigation, puis d'engorgement hivernal lié à un drainage déficient (Ghazouani et al., 2009), malgré sa récente modernisation [ACL24]. Les systèmes de cultures y sont également beaucoup plus homogènes, la culture du palmier dattier - principale source de revenu - étant particulièrement adaptée à la salinité. Les agriculteurs explicitent néanmoins certaines de leurs pratiques en lien direct avec la salinité, comme celui d'apporter des amendements sableux et organiques pour réduire la salinité des horizons de surface du sol afin de pratiquer les cultures fourragères au pied des palmiers. Les irrigations hivernales chargées de lessiver des "eaux mortes" (expression se référant aux effets combinés de l'engorgement et de la salinité) constituent un autre exemple de pratique. De même, le drainage est perçu comme nécessaire par les agriculteurs pour évacuer ces eaux mortes plutôt que la salinité proprement dite, considérée parfois même comme bénéfique pour la qualité des dattes.

Au niveau scientifique, cette expérience interdisciplinaire a eu pour effet d'enrichir les approches basées sur les méthodes quantitatives des sciences du sol et d'hydrologie et les approches plus qualitatives à bases d'enquêtes sur les pratiques de l'agronomie système : les spécialistes en sciences du sol dans le bas-Chelif ont ainsi pu resituer et réorienter leur échantillonnage au sein d'un territoire structuré par des logiques agronomiques et non seulement par des gradients amont-aval de salinité ; les hydrologues travaillant sur les bilans d'eau et de sels en sortie de réseau de drainage ont pu relier les dynamiques hydrologiques et les logiques de pratiques d'irrigation ; et les agronomes objectiver leur enquêtes à partir des mesures. La caractérisation des perceptions et des pratiques de gestion de la salinité par les agriculteurs donne également des éclairages sur la dynamique des sels, comme par exemple l'alternance entre cycles de cultures pluviales et irriguées sur une parcelle pour qu'un lessivage s'opère, et ainsi contribuer à définir des critères de conception du drainage en adéquation avec les pratiques locales. Enfin le risque de sodisation des sols est essentiellement déterminé par les propriétés géochimiques des eaux utilisées et des règles d'utilisation conjointe des eaux de surface et des eaux souterraines.

Renouveler les approches d'évaluations environnementales : élaboration d'une méthode au croisement de l'analyse de cycle de vie et de l'agronomie

L'investissement des agriculteurs dans l'accès à l'eau souterraine et au goutte à goutte s'accompagne de changements de systèmes de production plus rentables mais aussi plus intensifs et exigeants en matière d'intrants (nitrates et pesticides) y compris dans les agricultures du sud et en particulier dans les pays émergents, générant lessivages d'azote et transferts de pesticides (Tilman et al., 2001). Ces nouveaux systèmes de production consomment également beaucoup d'énergie : exhaure de l'eau de nappe jusqu'à des profondeur de plusieurs centaines de mètres, mise en pression des matériels d'irrigation, fabrication des engrais, au point où l'on parle aujourd'hui de nexus[2] eau-énergie-

[2] Le mot "nexus", du latin "lien", "jonction", exprime les rapports de cause à effet l'approvisionnement en eau et en énergie et la production alimentaire. Le nexus eau énergie alimentation est dorénavant régulièrement mis à l'ordre du jour des grandes manifestations internationales comme les Forum mondiaux de l'eau

alimentation (Goossens et Bonnet, 2004 ; Mukherji, 2007). C'est au travers du cadre conceptuel original (par rapport à l'objet) de l'Analyse de Cycle de Vie que j'ai récemment abordé cette nouvelle problématique.

Aujourd'hui dans le cadre du réinvestissement en agriculture irriguée (Turral et al., 2010), les bailleurs de fond cherchent à renouveler leurs méthodes afin de réaliser des évaluations *ex-ante* de projets, notamment d'irrigation, mobilisant des indicateurs de développement durable (social et environnemental) complétant les approches économiques traditionnelles de type coût-bénéfice [ACL18]. Ces méthodes de nature économique (évaluations économiques des services écosystémiques par exemple) ou environnementale (water footprint, carbon footprint, eau virtuelle, Analyse de Cycle de Vie environnementale) ou sociale (ACV sociale) sont en cours de développement.

L'ACV environnementale présente l'intérêt d'intégrer un grand nombre d'impacts et de bénéficier d'un grand dynamisme en matière de recherche. Un groupe de recherche de Montpellier (groupe ELSA "Environmental Lifecycle & Sustainability Assessment") est dédié aux développements de cette méthode et la décrit comme "*un moyen efficace et systématique pour évaluer l'effet sur l'environnement d'un produit, d'un service ou d'un procédé. Le but recherché, […] est de réduire la pression d'un produit sur les ressources et l'environnement tout au long de son cycle de vie, de l'extraction des matières premières jusqu'à la mise au rebus en fin de vie, cycle souvent qualifié de "berceau à la tombe". L'analyse du cycle de vie est à la fois une procédure, c'est-à-dire une suite d'étapes standardisées, mais aussi un modèle de transformations permettant de convertir des flux en impacts environnementaux potentiels*"[3]

La méthode ACV développée à l'origine par le monde industriel fait progressivement son apparition dans le champ de l'agronomie et je me suis engagé à en tester la pertinence sur un objet "territoire irrigué à partir des eaux souterraines" au travers de la codirection de la thèse de L Pradeleix avec V Bellon-Maurel (laboratoire ELSA) [S 40]. Cette thèse part de la volonté de renouveler nos approches d'évaluations environnementales monocritères vers des méthodes multicritères tenant compte de la diversité des impacts et de leurs échelles. Elle se réalise sur le territoire irrigué de Kairouan en Tunisie dans le cadre du projet ANR Arena (Analyzing the vulnerability and adaptive capacity of North Africa's agricultural groundwater economy).

Bien que standardisée pour des procédés industriels, la méthode ACV pose en effet de nombreuses questions d'ordres méthodologiques, en particulier pour ses applications à des problématiques agricoles. Parmi les questions que nous nous posons, comment prendre en compte la multiplicité des services rendus (au sens de l'ACV) de l'agriculture irrigué dans ce sens ou un territoire produit une grande variété de cultures et des effets induits comme les emplois ruraux ? Comment prendre en compte l'eau de manière plus fine, prise aujourd'hui uniquement sous l'angle de réceptacle des pollutions (Mila i Canals et al., 2009 ; Pfister et al., 2009) ? Et enfin comment comptabiliser l'ensemble des flux (en particulier les fertilisants et l'eau) à l'échelle d'un territoire notamment dans les pays du sud ne possédant pas de statistiques agricoles fiables (Weidema et Meeusen, 2000) ?

L'originalité méthodologique du travail est d'élaborer une méthode fondée sur les ACV agricoles d'une part et sur une approche agronomique d'autre part. Sur le plan agronomique, nous privilégions ainsi une approche qui tienne compte des pratiques, notamment d'irrigation, et de la compréhension des logiques des exploitations agricoles, en structurant leur diversité à l'aide de typologies construites à bases d'enquêtes. Il s'agit donc dans ce travail de ne pas uniquement considérer un territoire irrigué à partir des eaux souterraines comme une simple somme de parcelles et d'itinéraires techniques, mais de tenir compte de l'échelle de décision de l'exploitation agricole

[3] www.ecotech-lr.org

pertinente pour comprendre par exemple le type et les modalités d'usage des forages ou le niveau d'intensification agricole (qui dépend des conditions économiques des exploitants, très variables sur un territoire). Sur le plan des pratiques d'irrigation, nous mobilisons les outils développés au sein de l'UMR G-eau, tel que le modèle de culture Pilote dédié à l'irrigation et rendant compte des relations eau-rendement (Mailhol, 1997) afin d'objectiver les calendriers d'irrigations déclarés par les agriculteurs. L'un des intérêts du travail est d'élaborer une méthode qui tienne compte des logiques grâce aux outils de l'agronomie système, tout en faisant un bilan quantitatif des impacts potentiels de l'irrigation sur les cultures mais aussi sur le cycle de l'eau et les sols. Un des points d'intérêt particulier sera d'effectuer une évaluation de la consommation énergétique de cette agriculture irriguée, comptabilisant par exemple l'énergie mobilisée pour l'extraction de l'eau (plusieurs dizaines de mètres) et l'énergie pour fabriquer les engrais.

Par sa formalisation standardisée et systématisée des flux de polluants dans le but de les traduire en impacts environnementaux, je pense que le cadre conceptuel de l'ACV est à même de contribuer à enrichir les approches classiques fondées sur l'analyse des processus biophysiques. Il ne s'agit en effet pas de substituer l'une des approches à l'autre puisqu'elles ne poursuivent pas les mêmes finalités, l'ACV cherchant à poser des ordres de grandeurs en matière de flux en étant exhaustifs sur ceux-ci et cherchant à les rendre commensurables (comme l'énergie pour pomper de l'eau d'une part et de fabriquer des engrais d'autre part) là où l'agronomie des processus cherche la précision dans un contexte territorial donné sur des flux particuliers.

3.3 Vers une recherche-intervention pour la gouvernance des eaux souterraines

Le développement de l'irrigation individuelle à partir des eaux souterraines pose la question des dispositifs de régulation et des mécanismes de gouvernance qui peuvent être mise en œuvre afin d'éviter leur surexploitation (la "tragédie des communs" de Hardin, 1968). Pour le collectif G-eau, la gouvernance des eaux souterraines est progressivement devenue une source de nouveaux objets de recherche et d'interdisciplinarité. On trouvera une illustration des recherches que nous conduisons dans ce contexte dans les contributions des chercheurs de G-eau à la 24ième conférence régionale de la CIID[4] que j'ai organisée à Orléans en mars 2011 et qui a fait l'objet d'un numéro spécial de la revue Irrigation and Drainage intitulé "*Groundwater Governance: Learning from Local Experiences*" [O9]. Dans l'article introductif de ce numéro spécial [ACL23], nous militons pour le développement d'une recherche-intervention qui partant de l'analyse des situations singulières, explicite le fonctionnement des institutions formelles et informelles mises en place par les agriculteurs ou éclaire leur absence aujourd'hui pour participer à l'élaboration des politiques et des règles d'ingénierie adaptées, ce en quoi nous rejoignons le point de vue de *l'adaptive management*: "*the unpredictable interactions between humans and ecosystems that evolve together – it is the science of explaining how social and natural systems learn through experimentation*" (Berkes et Folke, 1998, Folke et al., 2002).

C'est au travers de ma participation à deux actions de recherche dans deux contextes agricoles contrastés que je replacerai mes travaux relatifs à la gouvernance des eaux souterraines les plus récents dans le cadre de l'unité G-eau : les arrangements entre agriculteurs autour de l'eau et du foncier en agriculture irriguée dans la plaine de la Mitidja en Algérie et l'évaluation du dispositif de gestion volumétrique de la nappe de Beauce en France. Si ces deux actions de recherche se sont déroulées dans deux contextes d'application différents et des collectifs interdisciplinaires également différents, ce qui les unit est, au-delà de l'objet, une posture de recherche-intervention commune qui a fortement infléchit ma démarche de recherche. Avant de présenter ces deux actions et leurs

[4] http://www.groundwater-2011.net/fr/

enseignements, je présente ci-après les considérations épistémologiques sur la recherche-intervention qui m'ont permis de structurer cette analyse.

Considérations épistémologiques sur la recherche-intervention

Dans leurs réflexions épistémologiques Sébillotte et Hatchuel m'ont tous deux aidé dans ma réflexion sur mon parcours de recherche et en particulier sur le sens d'une recherche-intervention. Sébillotte (2006) dans sa préface *Penser et agir en agronome* définit ainsi les trois métiers de l'agronome, en distinguant l'agronome des processus travaillant en milieu contrôlé, de l'agronome des pratiques de l'agriculteur ("l'agriculteur a de bonnes raisons de faire ce qu'il fait"), de l'agronome du territoire que Sébillotte qualifie de troisième objet de l'agronomie, définit comme "un lieu de construction et de mise en œuvre de projets en partenariat avec l'ensemble des acteurs impliqués" et "lieu pour l'agronome et son implication dans les problèmes de développement" (Sébillotte et Papy, 2010). Sébillotte opère ainsi une gradation dans le registre de la recherche-intervention depuis la position d'analyse de l'agronome des processus vers une posture d'intervention du chercheur de plus en plus marquée à mesure qu'il change d'objet de recherche, l'agriculteur individuel et ses pratiques puis l'action collective à l'échelle territoriale.

La réflexion de Hatchuel (2000) présente des similarités avec celle de Sébillotte mais évoque des modes de production de connaissance élargissant la question à des postures de recherche plutôt qu'à des disciplines (Hatchuel venant pour sa part des sciences de gestion). Hubert (2009) qui développe la réflexion de Hatchuel, distingue ainsi trois modèles de production de connaissances : le modèle de laboratoire (en ce qui me concerne posture de recherche adoptée au chapitre 1), le modèle de terrain (chapitre 2 et partie précédente du présent chapitre) et le modèle de recherche-intervention qui se différencie des deux autres par le fait que le chercheur assume être partie prenante et acteur du monde qu'il étudie : "*Plutôt que de se contenter de reconstituer une partie du monde dans son laboratoire (modèle de laboratoire) ou de construire des modèles pour le représenter selon certains points de vue (modèle de terrain), le chercheur se met lui-même en situation d'interaction, en s'engageant dans l'action collective avec les partenaires qui font appel à lui. Les critères de performance permettant d'évaluer ce qui se passe dans ce type de recherche et ce qui en émerge de nouveau ne sont pas forcément déterminés à l'avance. Souvent on ne sait pas ce qui va sortir concrètement de ce type de recherche, même si on sait quels sont les problèmes qui ont conduit à la coopération avec les chercheurs. Ces critères de performances doivent néanmoins être explicités ex post de façon à démontrer que quelque chose de réellement nouveau a été apporté à un problème, à une situation. Dans cette posture, les connaissances sont produites dans l'action, en interaction entre le chercheur et ses partenaires.*".

Hubert (Ibid) introduit par ailleurs une nuance supplémentaire distinguant la "recherche finalisée" et la "recherche sur problèmes". La recherche finalisée répond à un modèle académique qui "*renvoie au système de valeur du monde scientifique, objectivé par le processus institutionnel d'évaluation de la recherche, qui juge des individus et rarement des collectifs, sans prêter attention au devenir des résultats des recherches dans la réalité. Ce qui importe ici, c'est la correspondance entre résultats de l'étude et résultats scientifiques reconnus, et dans une moindre mesure, l'articulation avec la demande initiale. On ne s'attarde pas, dans un tel schéma, sur la façon dont les recherches se construisent, ni les motivations du choix de telle ou telle construction des questions et des objets de recherche ; ces derniers sont rarement explicites, ils sont souvent convenus en regard de référents théoriques partagés dans les communautés disciplinaires*" Le modèle de " la recherche sur problèmes " consiste en revanche à "*poser le problème de la conduite de la recherche dans les termes du collectif interdisciplinaire nécessaire à la compréhension de la complexité. Cette approche nécessite en outre un effort d'explicitation des questions de recherche et des objets construits pour les traiter : est-ce que ce sont les disciplines qui construisent les objets, à partir de leurs corps théoriques, pour rendre compte du monde, ou est-ce que c'est le monde qui interpelle les disciplines pour*

produire des objets de recherche qui soient, à la fois, rigoureux du point de vue théorique et pertinents par rapport aux problèmes que se posent nos partenaires ?".

Dans la littérature anglo-saxonne, les réflexions épistémologiques sur la recherche-intervention, autrement appelée "Production de connaissances de Mode 2" (à la différence du modèle de recherche académique de Mode 1), ont été initiées par un collectif de chercheurs dans deux ouvrages *The New Production of Knowledge: the Dynamics of Science and Research in Contemporary Societies* (Gibbons et al. 1994) et *Re-Thinking Science: Knowledge and the Public in an Age of Uncertainty* (Nowotny et al. 2001). Dans une analyse de ces deux ouvrages de référence, Hessels et van Lente (2008) résument les cinq attributs qui, selon ce collectif, caractérise la recherche de Mode 2 : (1) l'importance du contexte d'application (2) et de l'interdisciplinarité, (3) la mise en œuvre de nouvelles pratiques de recherche intégrant au-delà des organismes de recherche, d'autres formes d'organisations (comme par exemple la coproduction de connaissances avec des sociétés ou bureaux d'études innovants issus de la recherche en prise avec des objectifs finalisés), (4) une réflexivité sur l'impact sociétal des recherches dans le cadre d'un processus de dialogue entre sciences et société (*social accountability*), (5) des formes plus larges d'évaluation du processus de production de connaissance que l'unique évaluation par les pairs de la discipline à partir des publications scientifiques.

La question des critères d'évaluation de la recherche-intervention a été analysée à partir de l'expérience du département du SAD de l'INRA (département interdisciplinaire de recherches sur les systèmes agraires et le développement) par Brossier et Hubert (2000) et Hubert et Bonnemaire (2001). Dans leur analyse, ces chercheurs militent pour une approche beaucoup plus qualitative de cette évaluation, à la fois sur les productions scientifiques mais aussi sur le processus même de production de connaissances, en particulier la qualification des nouveaux objets de recherche co-construits avec les partenaires de la recherche : " *La pertinence des recherches conduites dépendra effectivement de celle des objets étudiés, et ceux-ci devront être abordés dans leur nouvelle complexité, puisqu'ils mêlent des processus écologiques et bio-physico-chimiques, des perceptions et des pratiques de ceux qui agissent dessus et de ceux qui en supportent les conséquences et des connaissances produites par des chercheurs qui mettent en place des dispositifs pour les étudier. Les partenaires des chercheurs sont ainsi objets dans ces dispositifs, mais ils en sont aussi sujets, puisqu'ils y participent, y forment et y conduisent des projets et sont les premiers intéressés par les résultats obtenus. Et les chercheurs eux-mêmes sont parties prenantes de la situation du fait de leur intervention*" (ibid).

Enfin, la posture de recherche-intervention nécessite une explicitation des partenariats mobilisés puisque c'est avec ces partenaires que l'on choisit de co-construire une action de recherche. Ce choix des acteurs avec lesquels le chercheur s'associe est stratégique et il est important d'en expliciter les raisons, d'autant qu'un partenariat est un dispositif souvent complexe dont les intérêts sont multiples et pas forcément compatibles : *"Il nous parait utile de rappeler que les partenariats sont multiples dans une opération de recherche et qu'ils peuvent privilégier des catégories différentes de partenaires aux différentes phases du travail de recherche. On peut ainsi distinguer : (a) les partenaires qui sont le plus souvent à l'origine d'une recherche, ses commanditaires en quelque sorte, bien souvent d'ailleurs des institutions, desquelles les chercheurs obtiennent éventuellement des financements à travers des conventions dont ils ont plus ou moins négocié les termes de références, (b) les bénéficiaires de ces travaux, des agriculteurs ou des conseillers techniques principalement, mais de plus en plus souvent associes à d'autres acteurs du terrain, au nom desquels les institutions ont interpellé la recherche, mais qui ne sont pas forcément en accord avec la formulation de ces premières demandes, ni parfois même avec leurs intentions, et le plus souvent (c) des collaborateurs intermédiaires, ingénieurs ou techniciens d'instituts techniques agricoles, de parcs, d'associations naturalistes, de groupes techniques spécialises (chasse, forêt, gestion de l'eau, etc.) avec lesquels se mènent et se partagent bien souvent les travaux de terrain. C'est donne déjà là tout un travail de*

coopération pour aboutir à une formulation opératoire des questions à traiter ensemble, et on voit que la notion de partenaire peut être très ambigüe, si on ne prend pas la précaution d'en distinguer les différentes catégories aux différentes étapes du travail de recherche et de l'expliciter" (Hubert et Bonnemaire, 2000). Je rejoins ce point de vue et je retiendrai notamment le terme de *négociation* du contenu du travail qui renvoie à la question d'une compréhension fine de la part de l'équipe de recherche des intérêts de chacune des parties impliquées dans le processus. J'ajouterai qu'il me semble nécessaire de distinguer les institutions de leurs représentants qui prennent une responsabilité personnelle dans le processus de recherche parfois motivée par un intérêt intellectuel personnel, qui peut dépasser leur mandat institutionnel.

Le contexte d'application de la *groundwater economy* (GWE) m'est apparu comme particulièrement propice pour le développement d'une recherche de Mode 2 car il correspond aux différents attributs caractérisant ce mode de production de connaissances par son caractère complexe lié à la diversité des enjeux (sociaux, économiques, environnementaux) et par l'imbrication des processus physiques et des pratiques anthropiques dont il est le siège, justifiant une nécessaire approche interdisciplinaire (sans entrer ici dans les nuances entre inter et transdisciplinarité) et de la création de dispositifs de recherche innovants. Dans cette perspective, je postule que deux enjeux de recherche sont essentiels pour aborder les questions liées à la gouvernance des eaux souterraines : la participation des acteurs de la gestion de l'eau au processus de recherche et le développement d'une interdisciplinarité à l'interface entre sciences techniques et sciences humaines. Ces deux enjeux ont constitué les deux moteurs de mon intégration au sein de l'UMR G-eau.

Dans les deux actions présentées ci-dessous, j'ai adopté une grille d'analyse issue de ces considérations épistémologiques sur la recherche-intervention, à savoir : i) une description du contexte d'application et du cadre conventionnel, ii) une présentation de la construction de l'objet et des questions de recherche traitées, iii) les impacts de la recherche sur la société (*social accountability*) et les moyens déployés pour les renforcer, iv) la nature de l'interdisciplinarité mise en œuvre. Je conclurai par une discussion sur les principaux enseignements de ces deux actions de recherche-intervention.

Les arrangements autour de l'eau : un objet d'étude au Maghreb

La groundwater economy au Maghreb

L'émergence de la GWE au Maghreb a constitué un contexte d'application particulièrement stimulant pour notre travail de recherche : "*North Africa's 'groundwater economy' is increasingly important with the extremely rapid extension of public and (especially) private tubewells. […] Groundwater thus enabled to improve the livelihoods of hundreds of thousands of rural families across the North African region, and allowed the production of high value crops. However, the sustainability of groundwater resources as well as the agrarian dynamics that depend on this resource is now widely questioned*" [ACL15]. Comme dans de nombreux pays du sud, le caractère informel de l'agriculture au Maghreb rend illusoire la mise en place à court terme d'instruments de régulation de l'accès à l'eau souterraine ni pour l'installation de nouveaux forages ni pour en limiter l'usage, ceux-ci n'étant ni recensés et les volumes d'eau prélevés non comptabilisés. En revanche, il nous est rapidement apparu que loin d'une pratique purement individuelle, l'accès à l'eau souterraine et son usage bénéficiaient d'une organisation régie par arrangements non formalisées. Pour contribuer à l'élaboration de dispositifs de régulation, nous cherchons donc d'abord comprendre les modalités d'accès et d'exploitation des eaux souterraines et en particulier les arrangements qui les sous-tendent. Ces arrangements sont des constructions sociales liées à la situation agraire, aux conditions hydrauliques, imbriquées dans des politiques nationales (voir internationales). Nous avons analysé ces arrangements dans le contexte maghrébin, nous inspirant en cela des travaux réalisés en Asie (et principalement en Inde) sur les marchés de l'eau informels autour des ressources souterraines. Ces

groundwater markets fonctionnent sur la base d'arrangements de proximité (partage de l'investissement dans le puits ou le forage, la pompe, vente ou échange d'eau) et ont fait l'objet d'une abondante littérature dès le début des années 80, (Dhawan, 1981; Shah, 1985; Strosser et Kuper, 1994; Pant, 2004; Zhang et al., 2008).

Cette action de recherche s'est déroulée dans le cadre du projet Sirma (cf. page 9). Un collectif de chercheurs a ainsi été formé réunissant plusieurs disciplines : agronomie, génie rural, science de l'irrigation et du drainage, science du sol, économie rurale, sociologie rurale. Un comité de pilotage constitué de responsables des ministères de l'agriculture et de l'enseignement supérieur a été constitué afin de garantir à la fois le caractère opérationnel des recherches et ses ambitions de formation de jeunes docteurs du Maghreb. A l'échelle des différents terrains du projet, nous avons établi des liens avec les administrations locales (agriculture et gestion de l'eau), mais également avec des agriculteurs-leaders reconnus par leurs pairs. En Algérie, j'ai participé à l'activité scientifique sur le périmètre irrigué de la Mitidja par l'encadrement de la thèse d'Imache (2009) en partenariat avec l'ENSA d'Alger, la chambre d'agriculture locale et l'office de distribution de l'eau du périmètre (ONID). Outre l'investissement des chercheurs de l'ENSA et de G-eau, un important dispositif d'étudiants a été déployé afin de collecter des informations de base indisponibles auprès des services agricoles sur le fonctionnement, en grande partie informel, de cette agriculture.

Une organisation de la groundwater economy fondée sur la location de la terre et de l'eau dans la plaine de la Mitidja

Ayant moins que ses deux pays voisins bénéficié de politiques de réalisation barrages et de développement de grande hydraulique, le recours à l'eau souterraine pour l'usage agricole en Algérie s'y trouve d'autant plus stratégique, y compris dans des périmètres de grande hydraulique très peu fonctionnels. Sur le périmètre irrigué de la Mitidja, nous nous sommes attachés à qualifier la demande en eau d'un territoire essentiellement irrigué à partir de forages non reconnus par l'administration, donc non recensés, en partant des usages de l'eau (thèse d'Imache, 2009). Nous avons élaboré et mis en œuvre un dispositif de dialogue entre des agriculteurs de la Mitidja (attributaires des exploitations agricoles collectives en indivision, et locataires informels) d'une part et les administrations agricoles locales d'autre part. Nous avons construit une démarche participative innovante qui s'est traduite par la mise en place d'une série d'ateliers où les différentes parties prenantes ont reconstitué le fonctionnement actuel des exploitations agricoles collectives sur des terres publiques (ex terres coloniales puis collectivisées à l'indépendance du pays), fruits d'une dé-collectivisation incomplète de l'agriculture algérienne datant de la fin des années 80 [ACL13].

Par la mise en œuvre de cartes parlées (Benoit, 2006) à l'échelle locale des exploitations agricoles collectives et de la région, ces ateliers ont rendu explicite les différentes formes d'arrangements et d'usages autour des forages illicites ainsi que les évolutions possibles des systèmes de production (passage du maraichage à l'arboriculture notamment) sous réserve de la levée de certaines contraintes foncières. Ils ont fait apparaitre le caractère clé de l'eau souterraine qui constitue l'essentiel de la ressource dans un périmètre où l'eau de surface revêt un caractère très aléatoire ; ils ont enfin mis en évidence le fait que les pratiques innovantes (nouvelles variétés, techniques d'irrigation au goutte à goutte) étaient essentiellement apportées par les locataires, acteurs non reconnus par les autorités car sans statut officiel ni présents dans les statistiques agricoles en raison de l'impossibilité juridique de réaliser des transactions foncières sur les terres publiques [ACL14]. A partir de cette meilleure compréhension des usages de l'eau et du foncier, nous avons pu construire une demande en eau actuelle reposant sur le modèle de culture Pilote régionalisé (Mailhol, 1997), et bâtir une démarche prospective disposant des clés pour établir des scénarios d'évolution des systèmes de production et des systèmes techniques d'irrigation (Imache, 2009).

Contribuer à l'émergence de la profession agricole au Maghreb

L'un des enjeux du travail a été de mettre en place les conditions d'un dialogue dans un contexte d'absence de communication entre les agriculteurs et l'administration, notamment les locataires non reconnus officiellement. Les effets de telles démarches ont abouti à des apprentissages réciproques au niveau local et à un meilleur diagnostic partagé des problèmes et des solutions entre ces différentes catégories d'acteurs. Mais il s'agissait aussi de faire reconnaitre par l'administration que les pratiques agricoles révélées par cette action de recherche avaient du sens et sortir du registre de la dénonciation sur la surexploitation de la nappe ou le manque d'"esprit coopératif" des agriculteurs.

Les travaux que nous avons conduits dans la Mitidja ont par ailleurs fait l'objet d'un ouvrage collectif, "La Mitidja 20 ans après, réalités agricoles aux portes d'Alger" [O8] recueillant des points de vue de scientifiques, d'experts et d'agriculteurs qui constitue une restitution de nos travaux auprès de la société. Sur la question de l'eau, cet ouvrage met en visibilité l'usage de l'eau souterraine et son impact positif sur la production agricole pour pallier les insuffisances du réseau de surface et recommande une gestion conjointe du réseau de surface et souterraine. L'ouvrage est régulièrement cité dans la presse algérienne (plus d'une trentaine d'articles de presse en 2010).

A l'issue du projet Sirma, les groupes d'agriculteurs se sont constitué en réseau, le Réseau des Irrigants Méditerranéens (RIM) réunissant des agriculteurs marocains et algériens, avec pour objectif de réaliser des formations professionnelles sur les économies d'eau en irrigation et le développement des filières, au bénéfice de groupements paysans de l'agriculture familiale au travers de méthodes pédagogiques innovantes : diagnostics participatifs pour co-construire et cerner les besoins, validation et partenariat avec des réseaux d'agriculteurs et d'organisations de producteurs existants, mobilisation de formateurs d'horizons variés et prise en charge progressive de l'organisation des formations par les agriculteurs eux-mêmes. Cette approche, reliant la recherche, l'action et le développement, a permis de renforcer les capacités d'innovation des petits agriculteurs irrigants pour une gestion collective de l'eau et de venir en appui direct à leurs projets (Imache et al., 2011).

L'analyse des arrangements : un objet pluridisciplinaire

L'analyse des arrangements autour de l'eau souterraine (et du foncier, les logiques étant souvent entrelacées), nous est apparue comme un objet de rencontre entre sciences techniques, sciences agronomiques et sciences sociales. Les travaux ont été conduits sur les arrangements sur différents terrain du Maghreb, mobilisant des collectifs disciplinaires différents. En ce sens, je considère leur analyse comme un *objet d'étude* pluridisciplinaire.

Du point de vue des sciences techniques en effet, cette analyse nous a permis de contribuer à l'établissement du bilan hydrique régional permettant la construction d'une demande en eau à l'échelle d'un territoire qui tienne compte des logiques des agriculteurs et de leurs évolutions possibles. Du point de vue des sciences sociales, traité par d'autres membres du collectif Sirma, les arrangements, que certains qualifient de *bricolage* (Pascon, 1974) sont perçues comme des dynamiques locales qui apportent de la flexibilité au système (Kuper, 2011 ; Ammar Boudjellal et al., 2011) ; leur analyse peut ainsi permettre une rencontre entre politiques publiques et coordinations locales informelles (Errahj et al., 2009) dans la lignée des travaux d'Ostrom (prix Nobel 2009) qui développent une vision fondée sur la capacité des communautés d'irrigants à s'organiser et trouver des solutions locales de gestion collective des ressources communes. Enfin, du point de vue des sciences économiques, les arrangements constituent un facteur essentiel à prendre en compte pour l'analyse des performances économiques des exploitations sur un territoire, leur différentiation actuelle et leur évolution future (thèse de H Amichi, Amichi et al., 2011) ; des outils d'analyse issues

de la nouvelle économie institutionnelle tels que les conventions et contrats agraires (Colin, 2002) offrent un cadre conceptuel propice à l'analyse des arrangements autour de l'eau au même titre que les autres facteurs de production (foncier, capital, travail, intrants).

Evaluation du dispositif de gestion volumétrique de la nappe de Beauce

La gestion quantitative de la nappe de Beauce : un dispositif innovant

L'agriculture irriguée dans le contexte européen, et français en particulier, est aujourd'hui au cœur du débat entre agriculture et environnement. L'irrigation est accusée d'être dispendieuse en eau : " *L'ampleur des prélèvements et des consommations d'eau brute par l'agriculture, spécialement en période d'étiage des cours d'eau, est à l'origine du principal problème de gestion quantitative rencontré en France. Les techniques d'irrigation employées y sont peu performantes. Elles privilégient l'arrosage individuel au détriment de l'organisation collective des arrosants. Au lieu de faire appel à une régulation par les prix, les pouvoirs publics ont privilégié la maîtrise par les volumes, avec si peu de résultats qu'il faut s'interroger ici aussi sur le choix et la nature des outils utilisés*" (extrait de L'eau et son droit, rapport du Conseil d'Etat[5], 2010, p 170). Après des années d'incitations à l'irrigation, et une augmentation des superficies irriguées au cours de la seconde moitié du siècle dernier, en particulier dans la partie nord de la France, le contexte réglementaire inspiré de la Directive Cadre européenne sur l'Eau tend aujourd'hui à limiter son développement. La surface irriguée en France a marqué le pas entre 2000 et 2010 et semble même baisser pour l'irrigation des cultures d'été (Loubier et Campardon, 2012). Comme dans le reste du monde, la tendance est au développement de l'irrigation individuelle à partir des rivières et des ressources souterraines au détriment de l'irrigation collective (grande hydraulique et petits collectifs) pour concerner aujourd'hui près des deux tiers des irrigants sur plus de 70 % de la surface irriguée (ibid.). La plaine de la Beauce est illustrative de ces territoires du nord de la Loire où l'irrigation est récente et individuelle à partir de la ressource souterraine.

La nappe de la Beauce est l'une des rares ressources souterraines faisant l'objet d'une gestion quantitative opérationnelle. C'est une ressource stratégique pour l'agriculture et l'alimentation en eau potable de la région Centre. La baisse de son niveau piézométrique, observée au début des années 1990, et l'assèchement associé des rivières ont suscité de nombreux débats qui ont conduit à la mise en place en 1999, par la négociation, d'un dispositif de quotas d'eau attribué à chaque exploitation assorti d'un mécanisme de réduction en lien avec le niveau de la nappe (Petit, 2009). Malgré ce dispositif, la nappe a entamé une baisse tendancielle depuis 2003. Cela a conduit, en 2008, à des volumes d'eau prélevables historiquement bas, correspondant à 45 % des quotas initiaux. Ce contexte à la fois national et local génère sur le territoire de nombreuses questions : jusqu'à quel niveau les exploitations agricoles peuvent-elles résister à des baisses de quotas d'eau ? Faut-il redistribuer ces quotas et selon quels critères ? L'agriculture irriguée a-t-elle un avenir dans la région ? Faut-il changer de modèle ?

Lorsque la DRAAF Centre s'est adressée au Cemagref pour conduire une étude sur "les conséquences de l'économie agricole régionale des contraintes en matière de gestion de l'eau : pistes de réflexion pour une priorisation des prélèvements" [R4, R5], mon intérêt s'est d'abord porté sur le contexte d'application : un protocole de gestion de la ressource souterraine innovant à une large échelle, qui ne semble pas avoir d'équivalent (Petit, 2004 ; Rinaudo et al. 2012), les expériences recensées portant davantage sur les accords coopératifs entre agriculteurs et services d'eau potable en Europe du nord pour assurer la protection de la ressource en terme de qualité (Montginoul, 2011 ; Garin et Barraqué, 2012). L'enjeu était de construire une démarche d'intervention pour contribuer à répondre

[5] http://www.conseil-etat.fr/fr/rapports-et-etudes/l-eau-et-son-droit.html

aux questions posées (une recherche sur problèmes, Hubert 2009) à partir d'une commande d'un acteur opérationnel (ici la DRAAF).

Nous avons construit un partenariat associant la DRAAF et les deux chambres d'agriculture des deux départements, du Loiret et d'Eure et Loir, qui prélèvent l'essentiel de l'eau agricole (sur les six départements concernés), puis dans un deuxième temps, les opérateurs de filières qui collectent les productions de ce bassin d'approvisionnement. Au démarrage de ce travail, la situation piézométrique de la nappe de Beauce était en diminution régulière depuis cinq années en raison d'une succession d'années sèches donc de forte demande en eau d'irrigation et de faible recharge, se traduisant par une décroissance des quotas alloués aux exploitations. La profession agricole se trouvait donc dans une situation d'inquiétude sur les conséquences du dispositif de gestion volumétrique qu'ils avaient négocié sur la base de quotas initiaux (confortables au départ par rapport aux besoins des cultures) mais qui mécaniquement diminuaient au fur et à mesure de la baisse du niveau piézométrique. Elle était à la recherche d'argumentaires produits par la recherche (perçue et présentée comme "neutre" vis-à-vis des intérêts agricoles) sur les coûts économiques d'une limitation structurelle de l'irrigation.

La démarche d'intervention a été co-construite entre notre équipe de recherche de l'UMR G-eau, que je pilotais, constituée d'un agronome de l'équipe P Ruelle, d'un hydrologue-agronome et concepteur du modèle agronomique Pilote JC Mailhol (Mailhol et al., 1997), de trois économistes S Morardet, JL Fusillier, S Loubier, d'une chercheuse en sciences de gestion, C Lejars et d'un chargé d'étude L Brunel et nos correspondants locaux, un chargé de suivi économiste de l'environnement à la DRAAF et deux conseillers agricoles ingénieurs agronomes des deux chambres d'agriculture. Ce dispositif a mis en place un protocole d'intervention qualifié de "comité technique" et constitué dans une première phase, d'agriculteurs, et dans une seconde phase, d'agriculteurs et d'opérateurs de filières. Un bureau d'étude en agro-économie (www.diatae.com) incubé au sein de l'UMR G-eau a ensuite été créée par le chargé d'étude pour être partenaire du projet.

Quels impacts des restrictions d'eau sur les exploitations et les filières de la Beauce ?

La démarche a consisté à identifier les stratégies des agriculteurs de la Beauce face à des scénarios de restriction d'eau d'irrigation encore plus forts que ceux déjà subis , d'en évaluer les conséquences en termes de pratiques d'irrigation, de rendements agricoles, et économiques sur les exploitations agricoles puis sur les filières. Elle s'est construite progressivement, la dimension filière n'étant abordée que suite aux trois premières années d'intervention. La proposition de scénarios n'a pas été du ressort de la recherche mais de celui de la profession agricole qui a proposé deux scénarios de respectivement 60 % puis 80 % de restriction d'eau par rapport aux quotas de 1999. C'est la profession agricole qui a également identifié et convoqué les groupes d'agriculteurs avec lesquels nous avons réalisé les comités techniques sur la base d'une discussion commune en termes de critères de choix, en particulier sur leur représentativité vis-à-vis de l'hétérogénéité des exploitations et de leur localisation géographique (et suite à une typologie de ces exploitations à base de statistique agricole que nous avions réalisée dans un premier temps).

Notre équipe de recherche s'est consacrée à la construction de jeux visant à simuler les pratiques d'irrigation des agriculteurs sous différents scénarios climatiques et principalement leurs règles d'arbitrages entre les cultures de printemps et les cultures d'été, en fonction des types d'exploitations et des sols. Ces jeux ont été testés au sein de la communauté de pratiques à Montpellier avant d'être mis en œuvre en comités techniques avec les agriculteurs et les conseillers agricoles [ACL19]. Plusieurs séries d'ateliers ont ainsi été conduits avec des agriculteurs représentants des types d'exploitations homogènes. Sur la base des calendriers d'irrigation fournis issus des simulations des groupes, nous avons mis en œuvre le modèle de culture Pilote dédié à l'irrigation (Mailhol, 1997) préalablement calé en partenariat avec les conseillers agricoles sur les

espèces végétales de la Beauce (blé, orge, maïs, betterave, pomme de terre) pour simuler les conséquences des restrictions d'eau sur les rendements pour les différentes pratiques. Enfin sous différents scénarios de prix agricoles, une simulation budgétaire (Attonaty et al., 1999) de trois types d'exploitations a été conduite pour en évaluer les conséquences économiques.

Le résultat le plus marquant a été de mettre en discussion, sur des bases partagées, la question du seuil de valeur de la restriction d'eau qui serait significativement pénalisante pour les exploitations. Un consensus s'est dégagé sur le seuil de 60 % de restriction au dessus duquel un changement de modèle agricole - et un retour au modèle non irrigué - serait nécessaire pour conserver une rentabilité, ce qui se traduirait par une simplification des assolements (par l'abandon de l'essentiel des cultures d'été) et d'une augmentation significative de la taille des exploitations (aujourd'hui de 100 ha pour 1 UTH). Un second résultat a porté sur la relative équivalence des pertes entre les trois types d'exploitations analysées (et représentatives de la grande majorité des quelques 3 000 exploitations irriguées de la Beauce) qui rendait peu pertinente la réorientation des quotas d'eau pour privilégier un type plutôt qu'un autre.

L'intérêt suscité par la démarche a donné lieu à la poursuite du travail de recherche à l'échelle des filières agricoles. Quelles seraient les conséquences d'une diminution des rendements pour ces filières et comment raisonner leur contrainte et leur seuil de rentabilité ? Cette nouvelle question a fait évoluer notre objet d'analyse : au territoire structuré par des exploitations agricoles consommatrices d'eau d'irrigation et productrices de cultures et de revenus, se superposait des bassins de collecte de taille variable reliés à des agro-industries ou des coopératives ; par ailleurs la place des contrats reliant agro-industriels et agriculteurs devenait également objet d'analyse car déterminant les marges de manœuvre. Du coté de notre équipe de recherche la question a suscité l'intérêt d'une chercheuse C Lejars ayant effectué sa thèse sur la question des relations entre producteurs de canne à sucre et sucreries, mobilisant le concept de bassins d'approvisionnements (Lejars et al., 2008). Des comités techniques mixtes entre agriculteurs et opérateurs ont eu lieu pour simuler les effets agrégés à l'échelle des bassins d'approvisionnement les baisses de rendements consécutifs à des diminutions de quotas d'irrigation. Réciproquement, les opérateurs ont réagi aux conséquences de ces baisses sur la viabilité de leurs structures. Sur cette base, une analyse quantitative des pertes des différents opérateurs en termes de baisse de leur valeur ajoutée a été réalisée [ACL 21].

Cette action de recherche a alors abordé la traduction spatiale des stratégies d'adaptation à la baisse des quotas d'eau. Le territoire a tout d'abord été construit comme la somme de catégories d'exploitations agricoles disposant de quotas d'eau et typées en fonction de leur caractéristiques technico-économiques. La dimension spatiale s'est ensuite ajoutée en fonction des zones géographiques de spécialisation des exploitations pour analyser leurs liens avec les filières, elles-mêmes caractérisées par des bassins de collecte en fonction de leurs contraintes logistiques. L'objet de notre analyse s'est construit sur les exploitations agricoles et leur quota d'eau liées par contrats (ou non) à des opérateurs de filière. Dans les perspectives du travail, la question du lessivage des nitrates en lien avec les pratiques d'irrigation introduira la question des sols et de leur spatialisation vis-à-vis de leurs propriétés hydriques (réserve utile) et des conséquences en matière de lessivage. Nous utiliserons le même type de démarche pour traiter de cette question avec le modèle de culture de l'équipe Pilote, dont les derniers développements prennent en compte l'impact du stress azoté et les transferts d'azote.

Instituer un dialogue scientifique au niveau territorial

Les comités techniques que nous avons réalisés dans le cadre de cette action de recherche ont impliqué la profession agricole et des opérateurs de filière afin de favoriser une réflexion prospective à l'échelle du territoire irrigué de la Beauce sur une base technique. Il s'agissait en effet de limiter les

enjeux de négociation qui seraient apparus si l'administration ou les autres usagers avaient été présents dans les comités techniques. Les arènes de négociation existent par ailleurs déjà : entre la profession agricole et les administrations de l'agriculture et de l'environnement d'une part, pour fixer chaque année au mois de mars la réduction du volume prélevable en fonction de la situation du niveau de la nappe ; entre les différents usagers de l'eau d'autre part dans le cadre de la commission locale de l'eau en charge de l'élaboration du SAGE[6] nappe de Beauce qui sera à terme garante des équilibres entre usages et de la qualité de la ressource en eau.

Nous avons mis en place un comité de pilotage pour impliquer l'ensemble des acteurs dans la définition, le suivi de l'action de recherche et l'appropriation des résultats. Ce comité a réuni les deux chambres d'agriculture du Loiret et d'Eure et Loir, la DRAAF, la DREAL, le SAGE nappe de Beauce et puis dans la deuxième phase de l'étude, les 26 opérateurs des filières agro-industrielles de la Beauce. Au sein de ce comité, chacun des acteurs a ainsi défendu un intérêt institutionnel qui a orienté son déroulement (coût économique des restrictions pour la DRAAF et la profession agricole, possibilité de renforcement des réglementations environnementales pour la DREAL et le SAGE, positionnement concurrentiel pour les opérateurs de filières).

Le comité de pilotage a tout d'abord validé la démarche générale de procéder par scénarios, y compris les valeurs des restrictions d'eau à tester (scénarios de restriction à des niveaux inédits de 80%). Il a ensuite défini les différentes étapes de la construction de l'action de recherche à différentes phases clefs. La décision d'ouvrir la question des filières a été prise après trois années de travaux et des résultats partagés sur les logiques des exploitations. Le comité a, à l'inverse, refusé de mettre à l'ordre du jour la proposition de notre équipe de recherche de travailler sur de nouvelles modalités de partage de l'eau de type "marchés de l'eau". Les raisons de ce refus étaient de plusieurs ordres : un attachement de la profession à la règle du quota d'eau, chèrement acquise, qui s'est progressivement institutionnalisée et qui aujourd'hui valorise économiquement les exploitations agricoles ; des questions de valeurs exprimées par la profession et par l'administration de l'agriculture (l'eau n'est pas un bien marchand comme un autre) ; des raisons environnementales de risques de concentration des prélèvements avec des conséquences négatives sur les débits des rivières exprimée par la DREAL. La position de la profession sur la question pourra cependant évoluer à plus ou moins long terme notamment suite au changement institutionnel en cours lié au transfert de gestion des quotas auprès de la profession agricole via un organisme unique de gestion. La mise en place de l'organisme unique changera probablement la position des chambres d'agriculture vis-à-vis des agriculteurs où elle sera elle-même confrontée à la question de l'allocation de l'eau et à la rigidité actuelle de la gestion par quota. Une évolution a été par exemple constatée sur la question des nitrates et ses liens avec les pratiques d'irrigation, qui a récemment été mise à l'ordre du jour par la profession contrainte aujourd'hui d'avancer sur le sujet. Cette question était au début de notre étude exclue de l'agenda.

Notre équipe de recherche a été un moteur dans la proposition des différentes questions à traiter, tenant compte de nos intérêts scientifiques et des compétences et des disponibilités des chercheurs. Mais je postule que la définition de l'agenda de travail et la validation des résultats par un comité de pilotage a été le meilleur gage pour la pertinence de la recherche évaluée sur la base de la participation des acteurs à l'action de recherche et de l'appropriation des résultats, donc de leur impact. A titre d'exemple, ces résultats ont été présentés par les conseillers agricoles eux-mêmes à différents séminaires avec rédaction d'actes [S35 ; S39].

[6] Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux de la nappe de Beauce, http://www.pays-du-pithiverais.fr/accueil_fr_03_03_00.html

Plus généralement, la confiance ainsi créée par ce type de dispositif permet d'intégrer les savoirs et les stratégies d'anticipation des agriculteurs dans les évaluations des futurs possibles. C'est un moyen de valider la composante du « modèle de la situation future » et d'ouvrir la « boîte noire » de ce « modèle de la situation future » au fur et à mesure de la démarche, ce qui accroît renforce leurs capacités réflexives et permet la mise en débat des incertitudes et des limites des connaissances au fur et à mesure de la démarche.

La modélisation outil de dialogue avec les acteurs et entre disciplines économiques et biophysiques

Dans notre approche, la modélisation a été un outil de dialogue, d'objectivation progressive du discours des agriculteurs sur leurs pratiques et stratégies et de co-construction de scénarios. A cette fin nous avons utilisé des modèles exempts de corps de règles (voir pour une catégorisation des modèles Le Gal et al., 2010). Il s'agissait de rendre compte de façon ex-post (i.e à l'issue des simulations de groupe) de l'effet des pratiques d'irrigation sur les rendements et l'économie des exploitations et l'économie régionale. Ce qui nous intéressait n'était pas tant de faire réagir des agriculteurs face à des solutions optimales ou fournir du conseil que d'amener des agriculteurs "experts" à expliciter à un groupe leurs choix stratégiques d'assolements et leurs choix tactiques d'irrigation (Darré 1994).

La modélisation a par ailleurs favorisé les interactions entre approches économiques et biophysiques. L'utilisation intégrée des deux types de modélisation, biophysique par le modèle de culture Pilote (Mailhol et al., 1997) et de simulation budgétaire (Attonaty, 1999) dans une démarche cohérente a constitué un élément très moteur pour le travail interdisciplinaire. Les stratégies d'irrigation des agriculteurs et les arbitrages qui en résultent en cas de limitation des quotas d'eau (en termes d'irrigation d'une culture plutôt qu'une autre, d'impasse éventuelle, ou de conduite en condition déficitaire en eau) permettent la simulation de rendements où l'ont tient compte des contraintes de l'exploitation agricole. Les rendements et les quantités d'eau associées sont ensuite utilisés dans les modèles technico-économiques d'exploitations-types représentatives du territoire irrigué caractérisées par les niveaux de charges (dont l'eau) et de prix proportionnelles à chaque cultures, de charges structurelles et de primes PAC (couplées aux productions ou non).

Au-delà de la construction agro-économique construisant une vision du territoire bâtie comme l'agrégation d'exploitations-types, nous avons mobilisé le produit de cette modélisation intégrée pour le calcul de la valeur ajoutée de chaque opérateur de filière à partir de l'estimation du volume de production à l'échelle des bassins d'approvisionnements. Cette estimation du volume de production pour chaque culture constitue un paramètre critique car en deçà d'un certain volume d'approvisionnement, l'usine peut ne plus atteindre son seuil de rentabilité et, à l'extrême, peut être contrainte à cesser son activité.

Au niveau de notre collectif de recherche, l'intégration de ces approches a ainsi permis l'ouverture d'un dialogue entre les chercheurs impliqués de disciplines différentes pour réorienter les objectifs de modélisation. A titre d'exemple, le modèle Pilote était à l'origine essentiellement focalisé sur l'élaboration des rendements des cultures à l'échelle parcellaire à partir de calendriers d'irrigation plus ou moins contraints en eau. Son application à l'échelle territoriale a été la conséquence de l'émergence de nouvelles questions, à savoir l'impact de baisses de quotas d'eau sur la demande en eau régionale, mais par l'intermédiaire d'une structuration du territoire par les exploitations agricoles. Son usage a donc été en partie transformé par l'émergence de l'objet territoire remplaçant l'objet parcelle. Le produit de cette intégration a récemment été transféré auprès du bureau d'étude Diataé qui en assure aujourd'hui le développement informatique et l'utilise pour ses études.

Discussion - Quels enseignements des actions de recherche Beauce et Mitidja ?

L'une des critiques les plus souvent formulée concernant la recherche de Mode 2 concerne la question de la généricité des approches lorsque celles-ci repose sur des études de cas : "*Une des critiques qui peut être faite à de telles démarches est celle du localisme des questions traitées et donc d'une valeur générative limitée"* […] (mais) *"ce qui importe c'est la manière dont s'articulent, sur un cas singulier, des problèmes contingents et des connaissance scientifiques et comment a fonctionné un dispositif d'analyse et d'action ; un effort particulier d'explicitation doit être réalisé afin d'énoncer clairement le fonctionnement de tels dispositifs pour les rendre évaluables et transposables à d'autres situations"*. (Brossier et Hubert, 2000).

Le caractère générique des deux actions de recherche est d'abord de nature méthodologique. Elles ont dans une large part reposé sur l'élaboration et la mise en œuvre de dispositifs participatifs sous la forme d'ateliers associant un collectif de recherche, des responsables administratifs et agricoles du territoire, des agriculteurs. La conception des deux dispositifs s'est effectuée dans le cadre d'un aller et retour entre le terrain et un outil d'animation scientifique basé à Montpellier copiloté par l'UMR G-eau et par la société Lisode[7]. Cet outil, nommé "communauté de pratiques" (www.particip.fr) fondée selon les principes de Wenger (1998) est dédié au test de démarches participatives par des chercheurs de différentes disciplines (principalement de G-eau et ouvert à d'autres unités), les membres de Lisode, et éventuellement des acteurs opérationnels, afin de concevoir, par la simulation d'ateliers par le groupe, la démarche, les supports de discussion et les techniques d'animation. Plusieurs sessions de la communauté de pratiques ont été mises en œuvre pour accompagner l'ensemble des processus Mitidja et Beauce. La communauté de pratique contribue notamment à capitaliser les expériences d'animation sur le terrain et à transposer les dispositifs d'un terrain à l'autre. Cette pratique de recherche s'est largement répandue au sein de notre collectif de recherche : la communauté regroupe une quarantaine de membres et une quarantaine de sessions se sont tenues à ce jour [ACL26].

Les deux actions de recherche ont par ailleurs contribué au développement de nouvelles formes organisationnelles de la recherche (3ième attribut de Hessels et van Lente, 2008) par la forte implication des bureaux d'étude Lisode et Diataé, qui se sont développés au sein de l'UMR et continuent aujourd'hui à collaborer étroitement avec notre unité de recherche. Ces bureaux d'étude contribuent notamment à assurer la réplicabilité des actions de recherche dans le cadre d'études en collaboration, ou non, avec les équipes de l'UMR G-eau. Ils participent également à des travaux de recherche comme partenaires à des projets européens ou ANR.

En revanche, la réplicabilité de la démarche est très liée à la question des contextes d'application : agriculture informelle dans les pays du sud, agriculture administrée en France. La démarche mise en œuvre dans la Mitidja pour favoriser le dialogue entre les agriculteurs et l'administration a été renouvelée dans plusieurs situations différentes au Maghreb. Tout d'abord sur un deuxième terrain en Algérie, le bas-Chelif, dans le cadre de la thèse de H Amichi (en cours) qui a remobilisé et adapté la méthode de séquençage d'ateliers entre acteurs institutionnels et agriculteurs pour réaliser des simulations portant sur les conséquences de la mise en œuvre de la nouvelle loi foncière sur les terres publiques en Algérie [ACL22]. Par ailleurs, la méthode "*Mitidja*" est aujourd'hui largement utilisée par Lisode en coopération avec G-eau dans sa contribution à des projets de développement au Maroc et Tunisie (Imache, aujourd'hui membre de Lisode, communication personnelle).

[7] Après avoir été incubée au sein de G-eau, Lisode est aujourd'hui une société coopérative spécialisée dans la recherche et l'ingénierie des démarches participatives www.lisode.com

De même, des pans de la démarche mise en œuvre dans la Beauce avaient été initiés sur le bassin de la Drôme pour construire une demande en eau à l'échelle du territoire et la démarche se poursuit aujourd'hui sur d'autres territoires où la mise en place de restrictions d'eau est envisagée dans le cadre du renforcement des réglementations actuelles de redéfinition des allocations d'eau pour l'agriculture mises en œuvre par les agences de bassin.

Dans les deux situations présentées, nous avons utilisé les modèles de culture et les modèles économiques comme outil d'objectivation du discours pour instaurer un dialogue avec les agriculteurs. Cette démarche me parait porteuse dans une posture de recherche finalisée. J'ai comme perspectives de la poursuivre y compris dans les autres formes de modélisation que je mobilise comme les ACV environnementales, où l'intérêt de la démarche me parait être la confrontation des résultats des modèles au point de vue et à l'expertise des acteurs dans des cadres de dialogues progressivement construits.

Je pense enfin qu'au niveau des équipes avec lesquelles je collabore sur ces thèmes de recherche, les écarts épistémologiques entre les différentes disciplines convoquées sont encore suffisamment grands pour pouvoir prétendre à l'interdisciplinarité au sens d'une influence mutuelle d'une discipline sur une autre les faisant évoluer dans leurs fondements. Je pense en revanche que nous avons développé une pratique de collaboration pluridisciplinaire et que l'enjeu interdisciplinaire est devant nous et se situe à l'échelle de l'ensemble de notre collectif de recherche à G-eau.

Conclusions et perspectives

Au cours d'un parcours de vingt années de recherches, j'ai progressivement construit et élargi mon objet de recherche partant d'un *objet technique* (le fonctionnement des nappes superficielles drainées) à un *objet socio-technico-environnemental* (la gouvernance des ressources en eau souterraines en agriculture irriguée), passant des disciplines de l'hydrologie et des sciences de l'ingénieur à une agronomie système, et de *méthodes* fondées sur l'expérimentation et la modélisation biophysique à des démarches intégrant les acteurs, à base d'enquêtes, de dispositifs participatifs, d'interactions entre modélisation et acteurs du territoire, *d'échelles* du lysimètre et de la parcelle à des échelles territoriales, *de modes de production de connaissance* de mode 1 à mode 2. Cette évolution a été le produit de travaux de recherche réalisés au sein de deux équipes où j'ai passé 10 années pour chacune, l'équipe drainage à Antony et l'UMR G-eau de Montpellier. Elle est également le produit d'un changement de paradigme concernant le fonctionnement des périmètres irrigués, passant de la vision exclusive d'une grande hydraulique peu performante et amenée à recourir systématiquement au drainage pour rabattre le niveau des nappes et de salinité (*waterlogging and salinity*) à des systèmes irrigués composites où les agriculteurs recourent de plus en plus à la nappe comme ressource complémentaire aux ressources de surface ou comme ressource unique (*groundwater economy*). Pour qualifier mon identité scientifique aujourd'hui, j'adopterai le terme d'hydro-agronome, paraphrasant Caron (2005) : "*Certains se baptisent même agroéconomiste, agro-sociologue, géo-agronome, etc. Ces passeurs de frontière vont chercher chez l'autre ce qui permet de répondre à de nouvelles questions ou de dépasser la critique*".

En termes de perspectives, le projet scientifique que je souhaite construire s'inscrit dans la continuité de mes travaux initiés sur les questions de gouvernance des ressources en eau souterraines en agriculture irriguée au sein de l'UMR G-eau. Il s'agit bien sûr d'un projet personnel, mais qui entre dans une dynamique collective au sein de l'UMR et de ses partenaires du monde de la recherche, mais également des partenariats bâtis sur nos différents terrains d'intervention avec les agriculteurs et leur représentants, les organismes publics en charge des politiques agricoles et environnementales, les gestionnaires de l'eau. Aujourd'hui et pour les proches années à venir, ce partenariat est structuré par le projet ANR Arena (*Analyzing the vulnerability and adaptive capacity of North Africa's agricultural groundwater economy*) dans les pays du Maghreb et par le projet Beauce en France. A l'échelle internationale, nous souhaitons ainsi participer aux activités des groupes de recherche travaillant sur ces enjeux qui ont activement participé à la conférence d'Orléans de mars 2011.

La construction d'un tel projet de recherche me semble prometteuse. Le contexte de la *groundwater economy* est un enjeu en émergence en termes de vulnérabilité et de capacité d'adaptation au changement alimentant le débat entre sciences et société ainsi qu'en témoigne régulièrement la presse scientifique[8]. Apparue depuis plusieurs décennies en Inde, l'économie agricole fondée sur les ressources en eau souterraine se développe dans de nombreuses régions du monde, dont nos régions d'intervention, au Maghreb et en France. Ce double contexte d'intervention au nord et au sud est une source d'enrichissement scientifique au sein d'une UMR qui associe des organismes ayant un mandat principalement national (Irstea auquel j'appartiens) et ayant un mandat de développement au sud (Cirad et IRD). Ce contexte est également propice à l'établissement de partenariats avec le développement et le monde opérationnel confrontés à ces enjeux. Deuxièmement, ce projet de recherche est résolument interdisciplinaire devant articuler des travaux

[8] Voir à titre d'exemple l'article paru dans la revue *Nature* en aout 2012 "*Water balance of global aquifers revealed by groundwater footprint*" http://www.nature.com/nature/journal/v488/n7410/pdf/nature11295.pdf

sur les usages de l'eau dans leur dimension technique, environnementale, organisationnelle et sociale à ceux sur l'offre en eau dans sa dimension physique convoquant les disciplines de l'hydrologie, l'hydrogéologie, l'agronomie, les sciences de l'ingénieur, l'économie, les sciences sociales, les sciences politiques. Mais il a aussi pour vocation de faire s'épanouir une recherche disciplinaire de mode 1, l'enjeu permanent étant de ne pas attendre de réduire l'ensemble des incertitudes sur la connaissance du système avant de se confronter aux acteurs mais à l'inverse, je suis intimement convaincu que c'est la confrontation avec les acteurs tout au long du processus de recherche qui constitue une voie fructueuse pour bâtir une recherche-intervention ambitieuse pour la science et la société.

Références

Abu-Zeid M. 1993. Water table depth planning and design for a multi-objectivewater management system, Irr. and Drain. Syst., 6, 265-274.

Ali AMS. 2003. Farmers' knowledge of soils and the sustainability of agriculture in a saline water ecosystem in Southwestern Bangladesh. Geoderma 111: 333–353.

Amichi H, Bazin G, Chehat F, Ducourtieux O, Fusillier JL, Hartani T, Kuper M. 2011. Enjeux de la recomposition des exploitations agricoles collectives des grands périmètres irriguées en Algérie: le cas du Bas-Cheliff. Cahiers Agricultures 20: 150–156.

Ammar Boudjellal A, Bekkar Y, Kuper M, Errahj M, Hammani A, Hartani T. 2011. Analyse des arrangements informels pour l'accès à l'eau souterraine sur les périmètres irrigués de la Mitidja (Algérie) et du Tadla (Maroc). Cahiers Agricultures 20(1–2): 85–91.

Arlot MP. 1999. Nitrates dans les eaux : drainage acteur, drainage témoin ? Les enseignements d'une approche hydrologique et hydraulique ". Thèse de Doctorat de l'Université Paris VI. Cemagref. 446 p. + annexes.

Attonaty JM. Chatelin MH, Garcia F. 1999. Interactive simulation modeling in farm decision-making. Comput Electron Agr 22, 157-170.

Bekkar Y, Kuper M, Errahj M, Faysse N, Gafsi M. 2009. On the difficulty of managing an invisible resource: farmers' strategies and perceptions of groundwater use, field evidence from Morocco. Irrigation and Drainage 58: 252-263.

Benoit M. 2006. Construction et comparaison de cartes à dire d'acteurs. In : Acteurs et territoire d'acteurs : vers une géo-agronomie de l'aménagement. Collection savoir faire. Cemagref, Cirad, Ifremer, Inra pp 57-68.

Bergez JE, Deumier JM, Lacroix B, Leroy P, Wallach D. 2002. Improving irrigation schedules by using a biophysical and a decisional model. Eur. J. Agron. 16, 123–135.

Berkes F, Folke C. 1998. Linking social and ecological systems for resilience and sustainability. In: Berkes F, Folke C (Eds.), Linking Social and Ecological Systems. Cambridge University Press, Cambridge.

Boussinesq, J., 1904. Recherches théoriques sur l'écoulement des nappes d'eau infiltrées dans le sol. Journal de mathématiques pures et appliquées 10 (1&4).

Brahic N. 2002. Mécanismes de remontée capillaire en nappe superficielle. Analyse des hypothèses du modèle de flux limite. Paris, Université Paris VI, INPAG. 181 p. http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00717750

Brossier J, Hubert B. 2001. Intégrer les sciences biotechniques, économiques et sociales. Cahiers Agricultures, 10(1).

Caron P. 2005. À quels territoires s'intéressent les agronomes ? Le point de vue d'un géographe tropicaliste. Natures Sciences Sociétés 13 : 145-153.

Chabot R. 2001. Influence des prélèvements racinaires sur le fonctionnement hydraulique du drainage - Application à une culture de canne à sucre irriguée. Paris, Thèse de doctorat de l'Institut National Agronomique de Paris-Grignon: 195 p. + annexes. http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00717764

Chanzy A, Bruckler L. 1993. Significance of soil surface moisture with respect to daily bare soil evaporation. Water Resources Research 29, No. 4: 1113-1125.

Chapuis RP, Dénes A. 2009. Ecoulement saturé et non saturé de l'eau souterraine vers des drains en aquifère à nappe libre. Rev. Can. Géotech. 45 : 1210-1223.

Chaulet C. 1984. La terre, les frères et l'argent. Office des publications universitaires, Alger, 3 tomes, 1197 pp.

Christen EW, Ayars JE. 2001. Subsurface Drainage System Design and Management in Irrigated Agriculture: Best Management Practices for Reducing Drainage Volume and Salts. Technical report 38/01, Sept. CSIRO Land and Water: Griffith, NSW.

Christen EW, Skehan D. 2001. Design and management of subsurface horizontal drainage to reduce salt loads. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, Vol. 127, No. 3: 148-155.

Clement TP, Wise WR, Molz FJ, Wend M. 1996. A comparison of modelling approaches for steady-state unconfined flow. Journal of Hydrology 181: 189-209.

Cochet H, Devienne S. 2006. Fonctionnement et performances économiques des systèmes de production agricole: une démarche à l'échelle régionale. Cahiers Agricultures 15: 578–583.

Colin JP. 2002. Contrats agraires ou conventions agraires ? Economie rurale, 272: 57-73.

Condom N, Kuper M, Marlet S, Valles V, Kijne J. 1999. Salinization, alkalinization and sodification in Punjab (Pakistan): characterization of the geochemical processes of degradation. Land Degradation and Development, 10: 123-140.

Darré JP, Mathieu A, Lasseur J (coord.). 2004. Le sens des pratiques : conceptions d'agriculteurs et modèles d'agronomes. Inra Editions, Paris, 320 pp.

Dhawan BD. 1981. The development of tubewell irrigation in India. Agricole Publishing Academy: New Delhi; 208 pp.

Douaoui AEK, Walter NH. 2006. Detecting salinity hazards within a semiarid context by means of combining soil and remote-sensing data. Geoderma 134: 217–230.

Dukhovny V, Umarov P, Yakubov H, Madramootoo CA. 2007. Drainage in the Aral Sea Basin. Irrig. and Drain. 56: S91–S100.

Dumm LD. 1960. Validity and Use of the Transient Flow concept in Subsurface Drainage. ASAE meeting, Memphis, Tenn., USA.

Errahj M, Kuper M, Faysse N, Djebbara M. 2009. Finding a way to legality, local coordination modes and public policies in large-scale irrigation schemes in Algeria and Morocco. Irrigation and Drainage 58: 358–369.

Elrick DE, Mermoud A, Monnier T. 1994. An analysis of solute accumulation during steady-state evaporation in an initially contaminated soil. Journal of Hydrology 155, (1–2): 27–38.

FAO 1980. La conception des réseaux de drainage. Bull. d'Irrigation et de Drainage, 38, 52 p.

Favier M, Lesaffre B, Leviandier T, Penel M, Zimmer D., 1990. Deterministic versus conceptual models to evaluate influence of drainage on water regime. Hydrological Research Basins and the Environment, 44, 123-130.

Favrot JC, Isbérie C, Kosuth P, Zimmer D. 1996. Secteurs de références et connaissance du milieu physique : sols, climat, ressources en eau. Comptes-Rendus de l'Académie d'Agriculture de France, 82(5) : 37-54.

Feddes RA, Bresler E, Neuman SP. 1974. Field test of a modified numerical model for water uptake by root systems. Water Resour. Res. 10(6): 1199-1206.

Feddes RA, Kawalik PJ, Zaradny H. 1978. Simulation of water use and crop yield. Simulation Monogr, PUDOC,Wageningen, 188 pp.

Feddes RA, Kabat P, Bakel PJT, Bronswijk JJB, Halbertsma J. 1988. Modelling soil water dynamics in the unsaturated zone-state of the art. J. Hydrol. 100: 69–111.

Folke C, Carpenter S, Elmqvist T, Gunderson L, Holling CS, Walker B. 2002. Resilience and sustainable development: building adaptive capacity in a world of transformations. Ambio 31: 437–440.

Forkutsa I, Sommer R, Shirokova YI, Lamers JPA, Kienzler K, Tischbein B, Martius C, Vlek PLG. 2009. Modeling irrigated cotton with shallow groundwater in the Aral Sea Basin of Uzbekistan: II. Soil salinity dynamics. Irrig Sci 27:319–330.

Frejefond E, Zimmer D, Vaquié P, Lagoutte M. 1996. Le drainage agricole après la réforme de la PAC La Houille Blanche, 8 :35-39. DOI: 10.1051/lhb/1996084.

Fritsch JM. 2004. La gestion intégrée des ressources en eau : velléités ou réelles pratiques ? Le Goulven P., Bouarfa S., Kuper M., 2004 (Editeurs). Gestion intégrée de l'eau au sein d'un bassin versant. Actes de l'atelier du PCSI, 2-3 décembre 2003, Montpellier, France.

Gardner WR., 1958. Some steady-state solutions of the unsaturated moisture flow equation with application to evaporation from a water table. Soil Science, 85(4), 228-232.

Gardner WR, Fireman M. 1958. Laboratory studies of evaporation from soil columns in the presence of a water table.Soil Science, 85(5), 244-249.

Garin P. 2003. Entre hydraulicien, agronome, économiste et sociologue, l'Ingénieur du Génie Rural doit-il devenir un médiateur pour une gestion durable de l'eau? Productions agricoles et développement durable. Du sommet de la Terre de Johannesburg au G8 d'Evian : questions à la recherche. Salon international de l'agriculture 2003. Colloque INRA, Paris, 25 février 2003. Irstea 03/0931, PUB00015354.

Ghassemi F, Jakeman AJ, Nix HA. 1995. Salinisation of Land and Water Resources: Human Causes, Management and Case Studies. CAB INTERNATIONAL, Wallingford ISBN 0-85198-906-3.

Ghazouani W. 2009. De l'identification des contraintes environnementales à l'évaluation des performances agronomiques dans un système irrigué collectif. Cas de l'oasis de Fatnassa (Nefzaoua, sud tunisien). Thèse de l'Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement (Agro Paris Tech), Spécialité : Sciences de l'eau. 181 p. http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00473373

Ghazouani W, Marlet S, Mekki I, Vidal A. 2009. Farmers' perceptions and engineering approach in the modernization of a community-managed irrigation scheme. a case study from an oasis of the Nefzawa (south of Tunisia). Irrigation and Drainage 58: S285–S296.

Gibbons M, Limoges C, Nowotny H, Schwartzman S, Scott P, Trow M. 1994. The New Production of Knowledge: The Dynamics of Science and Research in Contemporary Societies. SAGE, London.

Goossens X, Bonnet JF. 2003. Analyse des implications énergétiques de l'irrigation. In : Séminaire international "Technologies et méthodes modernes d'irrigation : recherche développement et essais", Actes du séminaire CIID, Montpellier, France.

Gowing JW, Wyseure GCL. 1992. *Dry drainage*: a sustainable and cost-effective solution to water logging and salinization? p. 6.26-6.34. In: Proc. 5th International Drainage Workshop, Vol. III. Lahore, Pakistan: IWASRUICID.

Gowing JW, Konukcu F, Rose DA. 2006. Evaporative flux from a shallow watertable: The influence of a vapour–liquid phase transition. Journal of Hydrology 321: 77–89.

Guyon G. 1964. Considérations sur l'hydraulique des nappes de drainage par canalisations souterraines. Théorie et expérimentation. B.T.G.R. 65, Cemagref , Antony.

Guyon G. 1976. Détermination de la hauteur équivalente à partir de modèles analogiques. B.T.G.R., 118, 35 p.

Guyon G. 1981. Hydraulique des nappes des sols drainés. B.T.G.R., 127, 35 p.

GWP. 2000. Integrated water resources management. TAC Background Papers n° 4, Stockholm, Suède, 67 pp.

Hadas A, Hillel D. 1972. Steady-state evaporation through non-homogeneous soils from a shallow water table. Soil Science, 113(2), 65-73.

Hammani A. 2002. Modélisation couplée du drainage souterrain et du drainage de surface : application à la conception du drainage agricole dans le périmètre irrigué du Gharb (Maroc). Rabat, Thèse de Doctorat de l'Institut Agro-vétérinaire Hassan II et de l'ENGREF : 245 p.

Hardin G. 1968. The Tragedy of the Commons. Science 162(3859): 1243-1248.

Hatchuel A. 2000. Intervention research and the production of knowledge. In: Cerf M (ed), Cow up a tree: knowing and learning for change in agriculture: case studies from industrialised countries: 55-68.

Hassani F. 2007. Identification des stratégies individuelles de gestion de l'eau et de la salinité dans le périmètre du Bas Chélif (Algérie). Mémoire de Magister de l'INA d'Alger.

Henine H, Nédélec Y, Augeard B, Birgand F, Chaumont C, Ribstein P, Kao C. 2010. Effect of Pipe Pressurization on the Discharge of a Tile Drainage System. Vadose Zone Journal 9 (1): 36-42.

Hervé JJ, Lesaffre B, Aldanondo JC, Laurent F. 1984. Restitution et débits de pointe d'un réseau de drainage en sol limoneux lessivé hydromorphe battant peu perméable. XIIème Congrès de la CIID, Fort Collins (USA), 39, 85-86.

Hessels LK, van Lente H. 2008. Re-thinking new knowledge production: A literature review and a research agenda. Research Policy 37: 740–760.

Hollanders P, Schultz B, Shaoli W, Lingen C. 2005. Drainage and salinity assessment in the Huinong canal irrigation district, Ningxia, China. Irrigation and Drainage 54: 155–173.

Hornbuckle J, Christen EW, Ayars JE, Faulkner RD. 2005. Controlled water table management as a strategy for reducing salt loads from subsurface drainage under perennial agriculture in semi-arid Australia. Irrigation and Drainage Systems 19: 145–159.

Hubert B, Bonnemaire J. 2000. La construction des objets dans la recherche interdisciplinaire finalisée : de nouvelles exigences pour l'évaluation, Natures Sciences Sociétés, 8(3) : 5-19.

Imache A. 2009. Construction de la demande en eau agricole au niveau régional en intégrant le comportement des agriculteurs application aux exploitations agricoles collectives de la Mitidja-Ouest (Algérie). Thèse de l'Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement (Agro Paris Tech), Spécialité : Sciences de l'eau. 284 p. http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00370132/fr.

Imache A, Lambert C, Lanau S, Troy B. 2011. RIM, Réseau des irrigants méditerranéens. Appui aux petites et moyennes exploitations agricoles au Maghreb : bilan d'une expérience de formation professionnelle. http://www.fondation-farm.org/IMG/pdf/RIM_rapport_bd.pdf

Jacobsen T, Adams RM. 1958. Salt and silt in ancient Mesopotamian agriculture. Science 128(3334): 1251–1258.

Jeffrey P, Gearey M. 2006. Integrated water resources management: lost on the road from ambition to realisation? Water Science & Technology Vol 53 No 1 pp 1–8.

Kacimov AR, Obnosov YV, Perret J. 2004. Phreatic surface flow from a near-reservoir saturated tongue. Journal of Hydrology Volume 296, Issues 1–4, 20 271–281.

Kao C. 2008. Une hydrologie des versants à nappes superficielles drainées : approches multi-processus et multi-échelles. Mémoire d'Habilitation à Diriger des Recherches. Univ. Paris VI / Cemagref. http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00472456

Kelleners TJ, Karma SK, Jhorar RK. 2000. Prediction of long term drainage water salinity of pipe drains. Journal of Hydrology 234: 249–263.

Kelleners TJ, Chaudhry MR. 1998. Drainage water salinity of tubewells and pipe drains: a case study fromPakistan. AgriculturalWater Management 37(1): 41–53.

Khouri N. 1998. Potential of dry-drainage for controlling soil salinity. Can. J. Civil Eng. 25, 195–205.

Kijne JW, Kuper M. 1995. Salinity and sodicity in Pakistan's Punjab: a threat to sustainability of irrigated agriculture? Water Resources Development 11(1): 73–86.

Kijne JW, Barker R, Molden D. 2003. Improving water productivity in agriculture: Editors' Overview. In: Kijne JW, Barker R, Molden D (eds), Water productivity in agriculture: limits and opportunities for improvement. CAB International, Wallingford, UK: xi-ixx

Kirkham D. 1958. Seepage of steady rainfall through soil into drains. Transactions of the American Geographical Union 39(5).

Konukcu F, Gowing JW, Rose DA. 2006. *Dry drainage*: a sustainable solution to waterlogging and salinity problems in irrigation areas? Agricultural Water Management 83: 1–12.

Kuper M. 2011. Des destins croisés, regards sur 30 ans de recherches en grande hydraulique. Cahiers Agricultures 20(1–2): 16–23.

Kuper M, Hammani A, Chohin A, Garin P, Saaf M. 2012. When groundwater takes over: linking 40 years of agricultural and groundwater dynamics in a large-scale irrigation scheme in Morocco. Irrigation and Drainage, 61: 45–53.

Labbé F, Ruelle P, Garin P, Leroy P. 2000. Modelling irrigation scheduling to analyse water management at farm level, during water shortages. Eur J Agron 12, 55-67.

Le Grusse P, Mailhol JC, Bouaziz A, Zairi A, Raki M, Chabaca M, Djebbara M, Ruelle P. 2009. Indicators and framework for analysing the technical and economic performance of irrigation systems at farm level. Irrigation and Drainage 58: S307–S319.

Le Gal PY, Merot A, Moulin CH, Navarrete M, Wery J, 2010. A modelling framework to support farmers in designing agricultural production systems. Environmental Modelling & Software, 25 (2): 258–268.

Lejars C, Le Gal PY, Auzoux S. 2008. A decision support approach for cane supply management within a sugar mill area. Computers and Electronics in Agriculture, 60(2): 239-249.

Lesaffre B. 1989. Fonctionnement hydrologique et hydraulique du drainage souterrain des sols temporairement engorgés : débits de pointe et modèle SIDRA. Ph.D. Thesis Paris VI Univ, France.

Lesaffre B. Zimmer D. 1988. Subsurface drainage peak flows in shallow soil. Journal of Irrigation and Drainage engineering, 114(3), ASCE, pp. 387-406.

Llamas MR, Martinez-Santos P. 2005. Intensive groundwater use: silent revolution and potential source of social conflicts. Journal of Water Resources Planning and Management 131(5): 337–341.

Loubier S, Campardon M. 2011. L'irrigation en France : état des lieux et évolutions. A paraitre dans le numéro spécial consacré à l'irrigation de la revue Sciences Eau et Territoire (SET) d'Irstea.

Mailhol JC, Pnol M, Benali M. 1999. A furrow irrigation model to improve irrigation practices in the Gharb valley of Morocco. Agricultural Water Management 42: 65–80.

Mailhol JC, Olufayo O, Ruelle P. 1997. AET and yields assessments based on the LAI simulation. Application to sorghum and sunflower crops. Agric. Water Manage.35, 167–182.

Margat J. 2008. Les eaux souterraines dans le monde. BRGM éditions, UNESCO: Paris.

Marlet S, Bouksila F, Bahri A. 2009. Water and salt balance at irrigation scheme scale: A comprehensive approach for salinity assessment in a Saharan oasis. Agricultural Water Management 96(9): 1311–1322.

Mollinga P. 2008. Water, politics and development: framing a political sociology of water resources management. Water Alternatives 1(1): 7-23.

Montginoul M. 2011. Des accords entre parties prenantes pour gérer l'impact des prélèvements agricoles individuels dans les nappes phréatiques ? Les enseignements de trois cas de gestion des pollutions diffuses. Cah Agric 20 : 130-5.

Mukherji A. 2007. The energy-irrigation nexus and its impact on groundwater markets in eastern Indo-Gangetic basin: Evidence from West Bengal, India. Energy Policy 35: 6413–6430.

Nédélec Y. 2005. Interactions en crue entre drainage souterrain et assainissement agricole. Thèse de Doctorat, ENGREF, Ecole Doctorale GRN. 224 p. + annexes.

Nowotny H, Scott P, Gibbons M, 2001. Re-Thinking Science: Knowledge and the Public in an Age of Uncertainty. Polity Press, Cambridge.

OCDE. 2002. Transition to full-cost pricing of irrigation water for agriculture in OECD countries. Paris : Organization for Economic Co-operation and Development.

Oster JD., 1994. Irrigation with poor quality water. Agricultural Water Management Volume 25, Issue 3, 271–297.

Pant N. 2004. Trends in groundwater irrigation in Eastern and Western UP. Economic and Political Weekly 39(31): 3463–3468.

Pascon P. 1974. Le technicien, entre " bricolage " et les " bavures ". Critique de la sainte raison technique. Hommes, terre, eaux n° 7, 16 p.

Petit O. 2009. Un regard rétrospectif sur l'évolution de la gouvernance de l'irrigation en Beauce (1993–2008). Sécheresse 20 : 262-70.

Poussin JC, Imache A, Beji R, Le Grusse P, Benmihoub A. 2008. Exploring regional irrigation water demand using typologies of farms and production units: An example from Tunisia. Agricultural Water Management, 95(8), 973–983.

Qureshi AS, McCornick PG, Qadir M, Aslam Z. 2008. Managing salinity and waterlogging in the Indus Basin of Pakistan. agricultural water management 95: 1-10.

Qureshi AS, Eshmuratov D, Bezborodov G. 2011. Determining optimal groundwater table depth for maximizing cotton production in the sardarya province of Uzbekistan. Irrigation and Drainage 60: 241–252.

Ritzema HP. (Ed.). 1994. “Drainage principles and applications”. ILRI Publ. 16 (2nd edition). Wageningen, The Netherlands. 1125 p.

Russel JL. 1934. Scientific research in soil drainage. Jour. of Agric. Sci., 24, 544-573.

Schleusener RA, Corey AT. 1959. The role of hysteresis in reducing evaporation from soils in contact with a water table. Journal of Geophysical Research, 64(4), 469-475.

Schultz B, de Wrachien D. 2002. Irrigation and drainage systems research and development in the 21st century. Irrig. and Drain. 51: 311–327

Sébillotte M. 2006. Préface : Penser et agir en agronome *In:* l'Agronomie aujourd'hui, Doré T, Le Bail M, Martin P, Ney B, Roger-Estrade J. Editions Quae : 1-22.

Sébillotte M, Papy F. 2010. Michel Sébillotte, agronome : penser l’action. Propos recueillis par François Papy. Natures Sciences Sociétés 18, 446-451.

Seward P, Xu Y, Brendonck L. 2006. Sustainable groundwater use, the capture principle, and adaptive management. Water SA 32(4): 473-482.

Shah T. 1985. Transforming groundwater markets into powerful instruments of small farmer development. Irrigation Management Network Paper 11d, ODI, London.

Shah T, Molden D, Sakthivadivel R, Seckler D. 2000. The Global Groundwater Situation: Overview of Opportunities and Challenges. International Water Management Institute: Colombo, Sri Lanka. 22p. ISBN 92-9090-402- X.

Shah T. 2009. Taming the Anarchy: Groundwater Governance in South Asia. Resources for the Future Press: Washington, DC; 310 pp.

Sharma DR, Pilar SS. 1973. Effect of depth and salinity of groundwater on evaporation and soil salinization. Ind. J. Agric. Sci., 43(6), 582-586.

Siebert S, Burke J, Faures JM, Frenken K, Hoogeveen J, Doll P, Portmann FT. 2010. Groundwater use for irrigation—a global inventory. Hydrology and Earth System Sciences 14: 1863–1880.

Simunek J, Sejna M, van Genuchten MT. 1996. HYDRUS-2D. Simulating Water Flow and Solute Transport in Two-Dimensional Variably Saturated Media, International Ground Water Modeling Center, Riverside, CA, 167pp.

Skaggs RW, Tang YK. 1976. Saturated and unsaturated flow to parallel drains. Jour. of Irr. and Drain. Div., ASCE, 102, 2, 221-237.

Simpson MJ, Clement TP, Gallop TA. 2003. Laboratory and Numerical Investigation of Flow and Transport Near a Seepage-Face Boundary. Ground Water Volume 41, Issue 5 : 690–700.

Smedema LK. 1995. The global state of drainage development. Grid, IPTRID Network Magazine, 6.

Smedema LK. 2000. Global drainage needs and challenges. In Proceedings of the 8th International Workshop on Drainage. January, New Delhi, India.

Smedema LK, Shiati K. 2002. Irrigation and salinity: a perspective review of the salinity hazards of irrigation development in the arid zone. Irrigation and Drainage Systems 16: 161–174.

Smedema LK. 2011. Drainage development: driving forces, conducive conditions and development trajectories. Irrig. and Drain. 60: 654–659.

Strosser P, Kuper M. 1994. Water markets in the Fordwah/Eastern Sadiqia area. Working paper No. 30, International Irrigation Management Institute, Colombo, Sri Lanka.

Tabet D, Vidal A, Zimmer D, Asif S, Aslam M, Kuper M, Strosser P. 1997. Soil salinity characterisation in SPOT images : a case study in one irrigation system of the Punjab, Pakistan. Physical Measurements and Signatures in Remote Sensing. Guyot & Phulpin (eds.), Balkema, Rotterdam: 795-800.

Taky A. 2008. Impact des pratiques d'irrigation sur le ruissellement hivernal au niveau de la plaine du Gharb-Maroc. Cas de la betterave à sucre. Thèse de l'Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement (Agro Paris Tech), Spécialité : Spécialité : ECS - Eaux Continentales et Société. 154 p. http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00397822.

Tanji KK (Ed.). 1990. Agricultural Salinity Assessment and Management. ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice No. 71, American Society of Civil Engineers, 345 East 47th Street, New York 10017.

Tilman D, Fargione J, Wolff B, D'Antonio C, Dobson A, Howarth R, Schindler D, Schlesinger WH, Simberloff D, Swackhamer D. 2001. Forecasting Agriculturally Driven Global Environmental Change. Science 292: 281-284.

Turral H, Svendsen M, Faures JM, 2010. Investing in irrigation: reviewing the past and looking to the future. Agric Water Manage 97 : 551-60.

Vauclin M, Khanji D, Vachaud G. 1976. Etude expérimentale et numérique du drainage et de la recharge des nappes à surface libre, avec prise en compte de la zone non saturée. Jour. de Mécanique, 15(2), 307-348.

Vincent B, Vlotman WF, Zimmer D, Hornbuckle JW. 2007 Performance Assessment and Potential Indicators for Drainage Systems. Evan Christen and Bernard Vincent (Eds). CSIRO Land and Water Science Report 62/07. 98p.

de Vries DA. 1958. Simultaneous transfer of heat and moisture in porous media. Trans. Am. Geophys. Union, 1958.

Wada Y, van Beek L, van Kempen C, Reckman J, Vasak S, Bierkens M. 2010. Global depletion of groundwater resources. Geophysical Research Letters 37, 5 p.

Weidema BP, Meeusen MJG (Ed). 2000. Agricultural data for Life Cycle Assessments. Concerted Action PL-97-3079 of the EU Food and Agricultural programme (FAIR), Volume 1 February 2000 Report 2.00.01 Agricultural Economics Research Institute (LEI), The Hague.

Wenger E. 1998. Communities of practice: learning, meaning, and identity. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Whisler FD, Klute A, Millington RJ. 1968. Analysis of steady-state evapotranspiration from a soil column. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 32: 167-174.

WinklerPrins AMGA, Sandor JA. 2003. Local soil knowledge: insights, applications, and challenges. Geoderma 111 (2003) 165–170.

Witono H, Bruckler L. 1989. "Use of remotely sensed soil moisture content as boundary conditions in soil-atmosphere water balance. 1. Field validation of water flow model." Water Resources Research 25, No. 12: 2423-2444.

Wu JW. 2007. Long-term soil salinity evolution in the Hetao irrigation scheme. Thèse en cotutelle Engref option sciences de l'eau - Université de Wuhan. 174 p.

Yang F, Zhang G, Yin X, Liu Z, Huang Z. 2011. Study on capillary rise from shallow groundwater and critical water table depth of a saline-sodic soil in western Songnen plain of China. Environ Earth Sci 64: 2119–2126.

Zhang L, Wang J, Huang J, Rozelle S. 2008. Development of groundwater markets in China: a glimpse into progress. World Development 36(4): 706–726.

Zimmer D. 1989. Transferts hydriques en sol drainé par tuyaux enterrés. Compréhension des débits de pointe et essai de typologie des schémas d'écoulements. Ph.D. Thesis Paris VI Univ, France.

Zimmer D. 1990. Profils tensiométriques et fonctionnement hydraulique des sols drainés à plancher imperméable peu profond ; essai de typologie. Science du sol, 28(3):177-191.

Zimmer D, Debbarh A, Amraoui I, Bentiss F, Ferhaoui M, Hammani A, Vincent B, Taky A. 1999. Performances agronomiques des aménagements hydro-agricoles de la Plaine du Gharb. Proc. Séminaire Euro-Méditerranéen sur la maîtrise de l'irrigation et du drainage pour une gestion durable des périmètres irrigués méditerranéens, Rabat, Maroc, 27-29 octobre 1999, (2). S. Bouarfa, A. Debbarh, A. Hammani, A. Taky & D. Zimmer (Editor), (507-523).

Zimmer D. 2001. Mémoire en vue de l'obtention de l'Habilitation à Diriger des Recherches. Univ. Paris VI / Cemagref.

IV LISTE DE PUBLICATIONS ET ENCADREMENT D'ETUDIANTS

Publications dans les revues à comité de lecture

Les publications sont classées par ordre chronologique. Le cas échéant, l'IF figure en gras à la fin de la référence. Il correspond à l'indice moyenné sur 2006-2011 à partir du JCR. Cette liste totalise 26 publications dans des revues à comité de lecture dont 23 parues à ce jour et trois acceptées mais non encore parues.

Sur ce total de **23 publications**, **14 articles** sont parus dans des revues à **IF supérieur à 0,8** (Journal of Hydrology (2), Agricultural Water management (3), Sensors (1), Irrigation and Drainage ICID Journal (8)) ; **4 articles** sont parus dans des revues à **IF inférieurs à 0,8** (Cahiers Agriculture (3), Science China Technological Sciences(3)) ; **5 articles** sont parus dans des **revues sans IF** (Science du sol (1), Irrigation and Drainage Systems (2), Ingénierie(2))

4 articles ont été écrits par des **doctorants** que j'ai codirigé [ACL4, ACL6, ACL13, ACL14] ; **3 articles** sont directement issus des travaux d'équipe au sein de **l'unité drainage** [ACL1, ACL2, ACL3] ; **9 articles** sont directement issus des travaux d'équipe au sein de **l'UMR G-eau** [ACL7, ACL9, ACL12, ACL 18, ACL 19, ACL 21, ACL23] ; **1 article** de la collaboration entre **l'unité drainage et l'UMR G-eau** [ACL20] ; **8 articles** ont été réalisés dans le cadre de **projets internationaux** [ACL5, ACL8, ACL10, ACL11, ACL15, ACL16, ACL17, ACL22].

[ACL1] Bouarfa S., Arlot M. P., Linard N., Zimmer D. 1993. Etude hydraulique du prélèvement de la solution du sol par bougie poreuse. Science du sol, 31(1-2), pp. 31-45

[ACL2] Bouarfa S., Zimmer D. 2000. Water-table shapes and drain flow rates in shallow drainage systems. Journal of Hydrology, 235(3-4), 264-275. **IF 3.118**

[ACL3] Kao K., Bouarfa S., Zimmer D. 2001. Steady analysis of unsaturated flow above a shallow water-table aquifer drained by ditches. Journal of Hydrology, 250, 122-133. **IF 3.118**

[ACL4] Chabot R., Bouarfa S., Zimmer D., Chaumont C., Duprez C. 2002. Sugarcane transpiration with shallow water-table: sap flow measurements and modelling. Agricultural Water management, 54, 17-36. **IF 2.391**

[ACL5] Bouarfa S., Hammani A., Debbarh A., Zimmer D., Taky A., Chaumont C., Vincent B., Zeraouli M. 2002. Drainage design in the Gharb plain of Morocco. Irrigation and Drainage Systems, 16: 89-110.

[ACL6] Chabot R., Bouarfa S., Zimmer D., Chaumont C., Moreau S. 2005. Evaluation of the sap flow determined with a heat balance method to measure the transpiration of a sugarcane canopy. Agricultural Water management, 75(1), 10-24. **IF 2.391**

[ACL7] Giry, E.; Bouarfa, S.; Granier, J.; Le Bars, M.; Molle, B.; Ruelle, P.; Broutin, F.X.; Deumier, J.M. 2005. Méthode d'évaluation de l'action de conseil en irrigation IRRIPARC en régions Nord-Pas-de-Calais et Picardie. Ingénieries - EAT, n° 44, p. 81-93.

[ACL8] Bouarfa S, Vincent B., Wu J, Yang J, Zimmer D. 2006. Role of groundwater in irrigation water management in the downstream part of the Yellow River. Irrigation and Drainage Systems, 20 (2-3), pp 247 – 258.

[ACL9] Barzman M., Bouarfa S., Bots P., Ruelle P., Martinand P., Caron P., Passouant M., Levrault F., Ferrané, C., 2007. Analyse a posteriori d'une démarche d'observatoire dans un contexte conflictuel : cas de l'irrigation en Charente. Ingénieries - EAT, n° 51, p. 49-59.

[ACL10] Wu J, Vincent B, Yang J, Bouarfa S., Vidal A. 2008. Remote Sensing Monitoring of Changes in

Soil Salinity: A Case Study in Inner Mongolia, China. Sensors, 8, 7035-7049. **IF 1.919**

[ACL11] Wu J, Zhao L, Huang J, Yang J, Vincent B, Bouarfa S., Vidal A. 2009. On the effectiveness of *dry drainage* in soil salinity control. Sci China Ser E-Tech Sci, 2009, 52(11): 3328-3334, doi: 10.1007/s11431-009-0341-8. **IF 0.706**

[ACL12] Mubarak I., Mailhol J.C., Angulo-Jaramillo R., Bouarfa S., Ruelle P., 2009. Effect of temporal variability in soil hydraulic properties on simulated water transfer under high –frequency drip irrigation. Agricultural Water Management, 96(11), 1547-1559. **IF 2.391**

[ACL13] Imache A., Dionnet M., Bouarfa S., Jamin JY, Hartani T, Kuper K., Le Goulven P. 2009. " Scénariologie participative " : une démarche d'apprentissage social pour appréhender l'avenir de l'agriculture irriguée dans la Mitidja. Cahiers Agricultures, 18(5), 417-424. **IF 0.329**

[ACL14] Imache A., Bouarfa S., Kuper M., Hartani T., Dionnet M. 2009. Integrating invisible farmers in a regional debate on water productivity. The case of lessees in the Algerian Mitidja plain. Irrigation and Drainage, 58, 264-272. **IF 0.852**

[ACL15] Kuper M., Bouarfa S., Errahj M., Faysse N., Hammani A., Hartani T., Marlet S., Zairi A., Bahri A., Debbarh A., Garin P., Jamin JY., Vincent B. 2009. A crop needs more than a drop: towards a new praxis in irrigation management in North Africa. Irrigation and Drainage, 58, 231-239. **IF 0.852**

[ACL16] Taky, A., Bouarfa, S., Mailhol, J.C., Hammani, A, Ruelle, P., Bouaziz, A., 2009. The furrow irrigation system: a technique to improve water productivity in the Gharb valley (Morocco). Irrigation and Drainage, 58, 297-306. **IF 0.852**

[ACL17] Bouarfa S, Marlet S, Douaoui A, Hartani T, Mekki I, Ghazouani W, Ben Aïssa I, Vincent B, Hassani F, Kuper M. 2009. Salinity patterns in irrigation systems, a threat to be demystified, a constraint to be managed: field evidence from Algeria and Tunisia. Irrigation and Drainage, 58, 273-284. **IF 0.852**

[ACL18] Jamin JY, Bouarfa S, Poussin JC, Garin P, 2011. Les agricultures irriguées face à de nouveaux défis. Cahiers Agricultures 20, 10-15. **IF 0.329**

[ACL19] Bouarfa S, Brunel L, Granier J, Mailhol JC, Morardet S, Ruelle P, 2011. Évaluation en partenariat des stratégies d'irrigation en cas de restriction des prélèvements dans la nappe de Beauce (France). Cahiers Agriculture 20, 124-129. **IF 0.329**

[ACL20] Tournebize J, Gramaglia C, Birmant F, Bouarfa S, Chaumont C, Vincent B. 2012 Co-Design of Constructed Wetlands to Mitigate Pesticide Pollution in a Drained Catch-Basin: A Solution to Improve Groundwater Quality. Irrigation and Drainage, 61(1), 77-88. **IF 0.852**

[ACL21] Lejars C, Fusillier JL, Bouarfa S, Coutant C, Brunel L, Rucheton G. 2012. Limitation of Agricultural Groundwater Uses in Beauce (France): What are the Impacts on Farms and on the Food-Processing Sector? Irrigation and Drainage, 61(1), 56-66. **IF 0.852**

[ACL22] Amichi H, Bouarfa S, Kuper M, Ducourtieux O, Imache A, Fusillier JL, Bazin G, Hartani T, Chehat F. 2012. How does unequal access to groundwater contribute to marginalization of small farmers? The case of public lands in Algeria. Irrigation and Drainage, 61(1), 34-44. **IF 0.852**

[ACL23] Bouarfa S, Kuper M. 2012. Groundwater in irrigation systems: from menace to mainstay. Irrigation and Drainage, 61(1), 1-13. **IF 0.852**

[ACL24] Benaïssa I, Bouarfa S, Vincent B, Chaumont C, Perrier A. 2012. Drainage performances assessment in a modernized oasis system. Accepté dans la revue Irrigation and Drainage. **IF 0.852**

[ACL25] Lejars C, Fusillier JL, Bouarfa S, Brunel L, Rucheton G, Girard X, Golaz F. 2012. Impacts de restrictions en eau d'irrigation sur les exploitations et les filières agricoles en Beauce. A paraitre dans la revue Agronomie Environnement et Sociétés.

[ACL26] Dionnet M, Daniell KA, Imache A, von Korff Y, Bouarfa S, Garin P, Jamin JY, Rollin D, Rougier JE. 2012. Improving Participatory Processes through Collective Simulation: Use of a Community of Practice. Accepté dans la revue Ecology and Society. **IF 4.644**

Coordination d'ouvrages scientifiques et d'actes de conférences

[O1] Bouarfa S., 1996. Drainage en périmètre irrigué. Prise en compte de l'évaporation dans la modélisation saturée du drainage. Thèse de doctorat de l'Université Louis Pasteur de Strasbourg. 232 p. et annexes. http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00685486.

[O2] Atif EM, Taky A, Hammani A, Bouarfa S. Editeurs scientifiques. 1998. Drainage de la plaine du Gharb. Actes éditions, 1999 ISBN : 9981-801-43-7. 146 p.

[O3] Bouarfa S, Debbarh A, Hammani H, Taky A, Zimmer D. Editeurs scientifiques. 1999. Séminaire Euro-Méditerranéen sur la maîtrise de l'irrigation et du drainage pour une gestion durable des périmètres irrigués méditerranéens – Actes du colloque, 27-29 octobre 1999, Rabat, Maroc. Cemagref-Éditions. ISBN Tome 1 : 2-85362-579-6 ; ISBN Tome 2 : 2-85362-581-8. 615 p.

[O4] Le Goulven P, Bouarfa S, Kuper M. Editeurs scientifiques. 2003. 3ième Séminaire du PCSI " Gestion intégrée de l'eau au sein d'un bassin versant ", Agropolis Montpellier, 02-03 décembre 2003. http://hal.archives-ouvertes.fr/PCSI2003/fr/

[O5] Bouarfa S, Kuper M, Debbarh A. Editeurs scientifiques. 2006. L'avenir de l'agriculture irriguée en Méditerranée. Nouveaux arrangements institutionnels pour une gestion de la demande en eau. Actes du 3ième séminaire du projet Wademed, Cahors, France, 6-7 novembre 2006, http://hal.cirad.fr/WADEMED2006/fr/

[O6] Kuper M., Bouarfa S. Editeurs scientifiques. 2009. Irrigation Management in North Africa. Irrigation and Drainage Special issue, 58. 138p.

[O7] Jamin J.Y., Bouarfa S., Poussin J.C. Editeurs scientifiques. 2011. Quels nouveaux défis pour les agricultures irriguées ? Numéro spécial des Cahiers Agriculture. Vol. 20, n 1-2, janvier-avril 2011, 180 p.

[O8] Imache A., Hartani H., Bouarfa S., Kuper M. 2011. La Mitidja 20 ans après : Réalités agricoles aux portes d'Alger. Ouvrage collectif. Editions Quae, Versailles, France version numérique, 297 p. e-ISBN : 978-2-7592-1643-7.

[O9] Bouarfa S., Kuper M. Guest Editors. 2012. Groundwater Governance: learning from local experiences. Irrigation and Drainage, vol 61, Supplement 1, April 2012.

[O10] Bouarfa S, Hammani A, Kuper M. Editeurs scientifiques. 2011. Gestion des ressources en eau souterraines. Sélection d'articles de la 24ième conférence régionale de la Commission Internationale des Irrigations et du Drainage, 14-16 Mars 2011, Orléans. Revue Hommes, Terres et Eaux, N° 148, Mars-Juin 2011. 87 p.

Contribution à des chapitres d'ouvrages

[C1] Zimmer D., Bouarfa S. 2006. Le drainage en périmètres irrigués. In: J.R. Tiercellin (Editor), Traité d'Irrigation. Lavoisier, Paris, (640-666).

[C2] Baïs I, Bouarfa S. 2011. La situation de la Mitidja en quelques chiffres. In : La Mitidja 20 ans après : Réalités agricoles aux portes d'Alger. Imache A., Hartani H., Bouarfa S., Kuper M.

(Eds). Ouvrage collectif. Editions Quae, Versailles, France version numérique, p 50-51.

[C3] Baïs I, Bouarfa S. 2011. La situation de la Mitidja en quelques chiffres. In : La Mitidja 20 ans après : Réalités agricoles aux portes d'Alger. Imache A., Hartani H., Bouarfa S., Kuper M. (Eds). Ouvrage collectif. Editions Quae, Versailles, France version numérique, p 50-51.

[C4] Bouarfa S, Imache A, Aidaoui A, Sellam F. 2011. Les besoins et la demande en eau d'irrigation dans la Mitidja. In : La Mitidja 20 ans après : Réalités agricoles aux portes d'Alger. Imache A., Hartani H., Bouarfa S., Kuper M. (Eds). Ouvrage collectif. Editions Quae, Versailles, France version numérique, p 185-193.

[C5] Chabaca MN, Hartani T, Bouarfa S. 2011. Le goutte-à-goutte : un remède miracle pour réduire les pertes en eau ? In : La Mitidja 20 ans après : Réalités agricoles aux portes d'Alger. Imache A., Hartani H., Bouarfa S., Kuper M. (Eds). Ouvrage collectif. Editions Quae, Versailles, France version numérique, p 211-214.

[C6] Bouarfa S, Imache A, Kuper M, Hartani T. 2011. Pour une prise en compte de ceux qui travaillent la terre dans la construction de l'avenir de la Mitidja. In : La Mitidja 20 ans après : Réalités agricoles aux portes d'Alger. Imache A., Hartani H., Bouarfa S., Kuper M. (Eds). Ouvrage collectif. Editions Quae, Versailles, France version numérique, p 242-248.

Communication à des séminaires

[S1] Bouarfa S, Lesaffre B, Smedema L, Zimmer D. 1994. Drainage of irrigated land. NATO Workshop on Sustainability of Water Resources Utilization in Agriculture. Vimeiro, Portugal, march 21-26 th, 19 p. (Keynote lecture).

[S2] Bouarfa S, Zimmer D. 1994. A GIS to investigate waterlogging and salinity hazards in the mediterranean region. "International Conference on Land and Water Resources Management in the Mediterranean Region", Bari, Italy, Sept. 4-8 th, 629 - 645.

[S3] Bouarfa S, Zimmer D. 1996. Drainage design for salinity control in irrigated lands. Review and analysis of current approaches. Mediterranean colloquium on protected cultivation IAV Hassan II CIHEAM, Agadir, MAR, 6-9 October 1996.

[S4] Zimmer D, Hammani A, Bouarfa S. 1997. Simulation models for integrated management of irrigation and drainage: recent development in France and in Morocco. In: Proceedings of the informal consultation on simulation models for integrated management of irrigation and drainage, Rome Italy, FAO 12pp.

[S5] Bouarfa S, Debbarh A, Vincent B, Baqri A, Hammani A. 1998. Fonctionnement hydraulique du drainage agricole dans la plaine du Gharb. Synthèse des résultats acquis sur la station expérimentale du Gharb. Proc. 13th International Congress on Agricultural Engineering, Rabat, Maroc, (1), (65-81).

[S6] Bouarfa S, Hammani A, Baqri A, Chaumont C, Drouri B. 1998. Synthèse des résultats acquis sur la station expérimentale du Gharb. Proc. Séminaire sur le drainage de la plaine du Gharb, Kénitra, Maroc, 21-23 octobre 1998, (1). E. Atif, A. Taky, A. Hammani & S. Bouarfa (Editor), (73-89).

[S7] Bouarfa S, Zimmer D. 1998. Watertable shapes and drainflow rates calculation by Boussinesq's equation. Proc. 7th international drainage symposium in the 21st century : food production and the environment, Orlando, USA, (135-144).

[S8] Debbarh A, Hammani A, Bouarfa S, Chaumont C. 1998. Résultats de deux années de suivi de la salinité des eaux et des sols sous drainage (station expérimentale de Souk Tlet). Proc. Séminaire sur le drainage de la plaine du Gharb, Kénitra, Maroc, 21-23 octobre 1998, (1). E. Atif, A. Taky, A. Hammani & S. Bouarfa (Editor), (59-73).

[S9] Debbarh A, Hammani A, Zimmer D, Bouarfa S, Zeraouli M. 1998. Expérimentation du drainage dans le périmètre du Gharb, suivi de la salinité des eaux et des sols. Proc. 13th International Congress on agricultural engineering, Rabat, Maroc, (1), (99-109).

[S10] Hachicha M, Zimmer D, Bahri A, Bouarfa S. 1998. Drainage water disposal in Tunisian continental oasis: issues, concerns and solutions. Proc. International Workshop on The Use of Saline and Brackisch Water for Irrigation, Bali, Indonesia. R. Ragab & G. Pearce (Editor), (201-211).

[S11] Hammani A, Debbarh A, Bouarfa S, Zimmer D. 1998. Modélisation bidimensionnelle du drainage agricole. Application à la conception du drainage en régime variable. Proc. Séminaire sur le drainage de la plaine du Gharb, Kénitra, Maroc, 21-23 octobre 1998, (1). E. Atif, A. Taky, A. Hammani & S. Bouarfa (Editor), (89-107).

[S12] Bouarfa S, Hammani A, Taky A, Chaumont C. 1999. Fonctionnement hydraulique du drainage agricole dans la plaine du Gharb - Synthèse des résultats acquis sur la station expérimentale du Gharb. Proc. Séminaire Euro-Méditerranéen sur la maîtrise de l'irrigation et du drainage pour une gestion durable des périmètres irrigués méditerranéens, Rabat, Maroc, 27-29 octobre 1999, (2). S. Bouarfa, A. Debbarh, A. Hammani, A. Taky & D. Zimmer (Editor), (303-318).

[S13] Chaumont C, Bouarfa S, Taky A, Vincent B. 1999. Techniques et incertitudes de mesure des débits en parcelles drainées. Proc. Séminaire Euro-Méditerranéen sur la maîtrise de l'irrigation et du drainage pour une gestion durable des périmètres irrigués méditerranéens, Rabat, Maroc, 27-29 octobre 1999, (2). S. Bouarfa, A. Debbarh, A. Hammani, A. Taky & D. Zimmer (Editor), (319-330).

[S14] Debbarh A, Hammani A, Bouarfa S, Chaumont C, Taky A. 1999. Salinité des eaux et des sols sous irrigation et drainage - synthèse des résultats acquis sur la station expérimentale du Gharb. Proc. Séminaire Euro-Méditerranéen sur la maîtrise de l'irrigation et du drainage pour une gestion durable des périmètres irrigués méditerranéens, Rabat, Maroc, 27-29 octobre 1999, (2). S. Bouarfa, A. Debbarh, A. Hammani, A. Taky & D. Zimmer (Editor), (387-398).

[S15] Hammani A, Zimmer D, Debbarh A, Bouarfa S. 1999. Modélisation hydraulique du drainage dans le contexte du Gharb. Proc. Séminaire Euro-Méditerranéen sur la maîtrise de l'irrigation et du drainage pour une gestion durable des périmètres irrigués méditerranéens, Rabat, Maroc, 27-29 octobre 1999, (2). S. Bouarfa, A. Debbarh, A. Hammani, A. Taky & D. Zimmer (Editor), (331-346).

[S16] Zimmer D, Hammani A, Bouarfa S, Taky A. 1999. Conception du drainage dans le périmètre du Gharb. Proc. Séminaire Euro-Méditerranéen sur la maîtrise de l'irrigation et du drainage pour une gestion durable des périmètres irrigués méditerranéens, Rabat, Maroc, 27-29 octobre 1999, (2). S. Bouarfa, A. Debbarh, A. Hammani, A. Taky & D. Zimmer (Editor), (347-358).

[S17] Bouarfa S, Hachicha M, Decluseau D, Laffly P, Nedelec Y. 2000. Base de données - Nappe et salinité des périmètres irrigués de la Basse Vallée de la Medjerda. Proc. séminaire "Economie de l'eau en irrigation", Hammamet, Tunisie, 14-16 novembre 2000. INRGREF (Editor), (207-217).

[S18] Slama F, Hachicha M, Bouarfa S, Bahri A, Chaumont C, Zimmer D, Vincent B. 2000. Comportement du réseau de drainage et bilans salins dans le périmètre de Kalaât Landelous, Tunisie. Proc. Séminaire "Economie de l'eau en irrigation", Hammamet, Tunisie, 14-16 novembre 2000. INRGREF (Editor), (183-194).

[S19] Bouarfa S, Zimmer D, Vincent B, Yang J. 2001. Role of groundwater in irrigation water

management in the downstream part of the Yellow River. Proc. ICAST conference, Beijing, China, 6-9 November 2001, (478-486).

[S20] Vincent B, Paschoud O, Lance G, Bouarfa S, Lemaire AC, Schneider A. 2001. Satellite remote sensing techniques at the service of a decision support system for water savings at the scale of the Yellow River basin. Proc. ICAST conference, Beijing, China, 6-9 November 2001, (387-485).

[S21] Hammani A, Bouarfa S, Debbarh A, Zimmer D. 2002. Conception du drainage agricole dans la plaine du Gharb (Maroc) basée sur la modélisation couplée du drainage souterrain et du drainage de surface. In : S Marlet et P Ruelle (éds). Actes du 2ième séminaire Pcsi : *Vers une maîtrise des Impacts Environnementaux de l'Irrigation*, Montpellier : France, 28-29 mai 2002. http://hal.archives-ouvertes.fr/PCSI2002/fr/

[S22] Bouarfa S, Zimmer D, Yang JZ, Wu JW. 2003. Assessment of the dual functioning of surface drainage and water-table management in Bojili irrigation district. In: Pereira LS. ; Cai, LG. ; Musy A. ; Minhas PS. (Eds) *Water savings in the Yellow River basin. Issues and decision support tools in irrigation*, p. 211-228. China Agriculture press.

[S23] Wu JW, Bouarfa S, Yang JZ, Vincent B. 2003. Consequences of upstream-downstream inequity in Bojili Irrigation District. *International Conference on Water-Saving Agriculture and Sustainable Use of Water and Land Resources* (ICWSAWLR), Yangling, Shaanxi, P. R. China, 26-29 October 2003. Session 3. Irrigation practice and water management. J. Exp. Bot. (2003) 54(suppl 1): i32-i46.

[S23] Kuper M, Hammani A, Zemzam S, Bouarfa S, Thomas V. 2004. Stratégies d'utilisation conjuguée des eaux de surface et souterraine pour l'irrigation : le cas du périmètre irrigué du Tadla au Maroc. In : Le Goulven P, Bouarfa S, Kuper M (éds). Actes du 3ième séminaire Pcsi, *Gestion intégré au sein d'un bassin versant*, 2-3 décembre 2003, Montpellier, France. http://hal.archives-ouvertes.fr/PCSI2003/fr/

[S24] Ben Aïssa I, Bouksila F, Bahri A, Bouarfa S, Chaumont C, Hichri W. 2004. Gestion de l'eau et des sels au sein d'une oasis du Sud tunisien. Séminaire sur la modernisation de l'agriculture irriguée. Projet européen Wademed, 19-21 avril 2004, Rabat, Maroc.

[S25] Slama F, Bahri A, Bouarfa S, Chaumont C, Bouhlila R. 2004. Pratiques d'irrigation et rôle du drainage pour le contrôle de la salinité -cas du périmètre irrigué Kalaât Landelous en Tunisie. Séminaire sur la modernisation de l'agriculture irriguée. Projet européen Wademed, 19-21 avril 2004, Rabat, Maroc.

[S26] Ben Aïssa I, Bouarfa S, Bouksila F, Bahri A, Vincent B, Chaumont C. 2006, Fonctionnement du drainage au sein d'une oasis modernisée du sud tunisien. Cas de l'oasis de Fatnassa Nord à Kébili, Tunisie. In : Kuper M, Hammani A, El Alaoui M (éds). 2ième Atelier régional du projet Sirma, *Economies d'eau en systèmes irrigués au Maghreb*, Marrakech, Maroc, 29-31 mai 2006. http://hal.archives-ouvertes.fr/SIRMA2006/fr/

[S27] Imache A, Chabaca N, Djebbara M, Merabet B, Hartani T, Bouarfa S, Palagos B., Kuper M, Le Goulven P, Le Grusse P. 2006. Demandes en eau des exploitations agricoles du périmètre irrigué de la Mitidja ouest, Algérie. In : Kuper M, Hammani A, El Alaoui M (éds). 2ième Atelier régional du projet Sirma, *Economies d'eau en systèmes irrigués au Maghreb*, Marrakech, Maroc, 29-31 mai 2006. http://hal.archives-ouvertes.fr/SIRMA2006/fr/

[S28] Taky A, Mailhol JC, Debbarh A, Bouarfa S, Hammani A, Ruelle P, Belabbès K, Bouaziz A. 2006. Impacts des pratiques d'irrigation sur le ruissellement au niveau de la plaine du Gharb, Maroc. In : Kuper M, Hammani A, El Alaoui M (éds). 2ième Atelier régional du projet Sirma, *Economies d'eau en systèmes irrigués au Maghreb*, Marrakech, Maroc, 29-31 mai 2006. http://hal.archives-ouvertes.fr/SIRMA2006/fr/

[S29] Vincent B, Wu J, Vidal A, Yang J, Bouarfa S, and Tong J. 2006. The Environmental Evolvement of the Hetao Irrigation District: An Equilibrium between the Combat Facing Irrigation Induced Soil Salinity and the Respect of the Receiving Media. 18th World Congress of Soil Science. July 9-15, 2006 - Philadelphia, Pennsylvania, USA. 153-38.

[S30] Poncet J, Bouarfa S, Kuper M, Mérabet B, Errahj M, Abdellaoui R. 2008. Une démarche pédagogique à l'appui d'échanges d'expériences sud/sud : les stages collectifs du projet Sirma. In Proceedings of the 13th World Water Congress, 1–4 September, Montpellier, France. http://wwc2008.msem.univ-montp2.fr

[S31] Bouarfa S, Ruelle P, Martinand P, Abt V, Champomier JC. 2008, Améliorer le pilotage des prélèvements d'eau pour l'irrigation : moyens et méthodes, Journées 2007-2008 d'appui aux services déconcertés et aux EPL, http://cemadoc.cemagref.fr/cemoa/PUB00025846

[S32] Imache A, Le Goulven P, Bouarfa S, Chabaca M, Daniell KA. 2008. Farmers' behaviours and trends in agricultural water demand: The case of the irrigated Mitidja plain (Algeria). In: Lambert, Martin (Editor); Daniell, TM (Editor); Leonard, Michael (Editor). Proceedings of Water Down Under 2008. Modbury, SA: Engineers Australia. p. 2703-2710

[S33] Ben Aïssa I, Bouarfa S, Perrier A. 2008. Utilisation de la mesure thermique du flux de sève pour l'évaluation de la transpiration d'un palmier dattier. In : T. Hartani, A. Douaoui, M. Kuper, (éditeurs scientifiques) Actes du quatrième atelier régional du projet Sirma, *Economies d'eau en systèmes irrigués au Maghreb*. Mostaganem, Algérie, 26-28 mai 2008. http://hal.archives-ouvertes.fr/SIRMA2008/fr/

[S34] Imache A, Bouarfa S, Dionnet M, Kemmoun H, Hartani T, Ouzeri B. 2008. Les arrangements de proximité sur les terres publiques : un choix délibéré ou une " question de survie " pour l'agriculture irriguée en Algérie ? In : T. Hartani, A. Douaoui, M. Kuper, (éditeurs scientifiques) Actes du quatrième atelier régional du projet Sirma, *Economies d'eau en systèmes irrigués au Maghreb*. Mostaganem, Algérie, 26-28 mai 2008. http://hal.archives-ouvertes.fr/SIRMA2008/fr/

[S35] Girard X, Golaz F, S Bouarfa et C Lejars. 2011. Evaluation des impacts de restrictions d'eau pour l'usage agricole en Beauce une démarche à l'échelle des exploitations agricoles et des filières de production. Actes de la 24ième conférence régionale de la Commission Internationale des Irrigations et du Drainage, 14-16 Mars 2011, Orléans. Revue Hommes, Terres et Eaux N° 148, Mars-Juin 2011.

[S36] Amichi H, Fusillier JL, Kuper M, Bouarfa S. 2011. Accès à l'eau souterraine et concentration foncière en agriculture irriguée : opportunités ou menaces ? Le cas du périmètre Irrigué du Bas-Cheliff (Algérie). Actes de la 24ième conférence régionale de la Commission Internationale des Irrigations et du Drainage, 14-16 Mars 2011, Orléans. Revue Hommes, Terres et Eaux N° 148, Mars-Juin 2011.

[S37] Bradaï A, Douaoui A, Marlet S, Hartani T, Bouarfa S. 2011. La reconversion à l'utilisation des eaux souterraines pour l'irrigation et ses risques dans la plaine du Bas-Chéliff (Nord –Ouest d'Algérie. Actes de la 24ième conférence régionale de la Commission Internationale des Irrigations et du Drainage, 14-16 Mars 2011, Orléans. Revue Hommes, Terres et Eaux N° 148, Mars-Juin 2011.

[S38] Hartani T, Imache A, Bouarfa S, Kuper M. 2011. L'usage privé de l'eau souterraine en grande hydraulique : enjeu de survie ou de développement de l'agriculture irriguée dans la Mitidja ? Actes de la 24ième conférence régionale de la Commission Internationale des Irrigations et du Drainage, 14-16 Mars 2011, Orléans. Revue Hommes, Terres et Eaux N° 148, Mars-Juin 2011.

[S39] Bouarfa S, Golaz F. 2012. Impact des restrictions d'accès à l'eau sur les exploitations

agricoles et les filières en Beauce. Actes du séminaire Assolement et gestion quantitative de l'eau, de l'exploitation agricole au territoire - Toulouse 27 Mars 2012.

[S40] Pradeleix L, Bouarfa S, Roux Ph, Philippon O, Bellon Maurel V. 2012. Life Cycle Assessment at region scale: innovative insights coming from the Systems Approach for characterizing the uncertainty. 8th International Conference on LCA in the Agri-Food Sector, Rennes, France, 2-4 October 2012.

Rapports d'expertises et de projets

[R1] Bouarfa S, Zimmer D, Yang JZ, Wu J. 2003. Assessment of the dual functionning of surface drainage and water-table management in Bojili Irrigation District. In: *Water Savings in the Yellow River Basin*, *Issues and Decision Support Tools in Irrigation*. Pereira LS, Cai LG, Musy A, Minhas PS Editors. China Agriculture Press. 191-211.

[R2] Giraud F, Weng P, Bouarfa S, Chaumont C, Chevallier C, Perrier A, Tuzet A. 2004. Quantification des différents termes du bilan hydrique de parcelles agricoles dans le marais de Rochefort en conditions estivales. Programme National de Recherche en Hydrologie. Rapport final de la convention 02CV035. 50 p.

[R3] Santos Pereira L, Dukhovny V, Horst M, Kulov K, Pulatov Y, Bouarfa S. 2005. Crop Irrigation Management For Combating Irrigation Induced Desertification In The Aral Sea Basin. Final report of INCO project (ICA2-CT-2000-10039). 116p.

[R4] Brunel L, Bouarfa S, Ruelle P. 2007, Etude sur les conséquences de l'économie agricole régionale des contraintes en matière de gestion de l'eau : pistes de réflexion pour une priorisation des prélèvements, Rapport final CEMAGREF, 48 p.

[R5] Brunel L, Bouarfa S, Ruelle P, Morardet S, Mailhol JC, Garnier J. 2009. Stratégies d'adaptation des exploitations agricoles à l'évolution des règles de gestion de l'eau dans le périmètre du SAGE Nappe de Beauce et impacts économiques, Rapport final CEMAGREF, 80 p

Participation à l'encadrement de thèses (codirection ou participation au comité de thèse)

1. Chabot R. 2001. Influence des prélèvements racinaires sur le fonctionnement hydraulique du drainage - Application à une culture de canne à sucre irriguée. Paris, Thèse de doctorat de l'Institut National Agronomique de Paris-Grignon: 195 p. + annexes. http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00717764 - (*Codirection*)
2. Hammani A. 2002. Modélisation couplée du drainage souterrain et du drainage de surface : application à la conception du drainage agricole dans le périmètre irrigué du Gharb (Maroc). Rabat, Thèse de Doctorat de l'Institut Agro-vétérinaire Hassan II et de l'ENGREF : 245 p - (*Comité de pilotage*)
3. Brahic N. 2002. Mécanismes de remontée capillaire en nappe superficielle. Analyse des hypothèses du modèle de flux limite. Paris, Université Paris VI, INPAG. 181 p. http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00717750 - (*Codirection*)
4. Wu JW. 2007. Long-term soil salinity evolution in the Hetao irrigation scheme. Thèse en cotutelle Engref option sciences de l'eau - Université de Wuhan. 174 p. (*Comité de pilotage*)
5. Imache A. 2008. Construction de la demande en eau agricole au niveau régional en intégrant le comportement des agriculteurs application aux exploitations agricoles collectives de la Mitidja-Ouest (Algérie). Thèse de l'Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement (Agro Paris Tech), Spécialité : Sciences de l'eau. 284 p. http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00370132/fr/ (*Codirection*)
6. Taky A. 2008. Impact des pratiques d'irrigation sur le ruissellement hivernal au niveau de la plaine du Gharb-Maroc. Cas de la betterave à sucre. Thèse de l'Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement (Agro Paris Tech), Spécialité : Spécialité : ECS - Eaux Continentales et Société. 154 p. http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00397822 (*Comité de pilotage*)
7. Ghazouani W. 2009. De l'identification des contraintes environnementales à l'évaluation des performances agronomiques dans un système irrigué collectif. Cas de l'oasis de Fatnassa (Nefzaoua, sud tunisien). Thèse de l'Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement (Agro Paris Tech), Spécialité : Sciences de l'eau. 181 p. http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00473373 (*Comité de pilotage*)
8. Amichi H (en cours). Recomposition foncière sur les terres publiques irriguées en Algérie : de la collectivisation aux nouveaux arrangements institutionnels informels. Vers quel modèle d'agriculture sur les terres publiques en Algérie? Cas de la commune d'Ouarizane dans la plaine du Bas-Chéliff. Thèse AgroParisTech ED ABIES (*Comité de pilotage*)
9. Benouniche M (en cours). Le développement du goutte à goutte : production, diffusion, utilisation d'une innovation technique. Thèse UM II ED Sibaghe Sciences de l'eau. (*Comité de pilotage*)
10. Pradeleix L (en cours). Evaluation environnementale des systèmes irrigués par Analyse de Cycle de Vie et Approche Système. Thèse UM II Sciences des Procédés – Sciences des Aliments (SPSA) (*Codirection*)
11. Frutos J (en cours). Modélisation des stratégies d'adaptation des agriculteurs aux sécheresses. Thèse UM I ED EDEG (*Comité de pilotage*)

Encadrement de mémoires d'ingénieurs et de masters

1. Fournier C. 1994. Simulation des flux de remontées capillaires sous l'effet de l'évapotranspiration à l'aide de l'équation de Richards. Rapport de stage de 2ième année. INA PG 30 p.
2. Fleury L., 1995. Relation entre les propriétés hydrodynamiques et granulométriques de différents types de sols. Application à la modélisation des flux de remontée capillaire. Rapport de stage de 2ème année, INAPG-Cemagref, 29 p. + annexes
3. Chabot R. 1996. Effets des gradients thermiques sur les prélèvements par évaporation dans une nappe superficielle. Mémoire de DEA. Fonctionnement physique, chimique et biologique de la biosphère continentale. INA PG Paris 6. 44 p.
4. Brahic N. 1997.Analyse des hypothèses de la modélisation saturée du drainage par comparaison avec un modèle variablement saturé. Mémoire de DEA. Fonctionnement physique, chimique et biologique de la biosphère continentale. INA PG Paris 6. 37 p.
5. Vernet G. 1999. Analyse du fonctionnement d'un système de drainage en périmètre irrigué dans la Province du Shandong (Chine). Mémoire de fin d'études Engees. 57 p.
6. Mohlek S. 1999. Contribution à l'élaboration d'un modèle conceptuel de fonctionnement hydraulique des marais desséchés du littoral Atlantique. Mémoire de fin d'étude. DESS Géophysique de surface et de subsurface. Institut de Physique du Globe de Paris. 50 p + annexes.
7. Fashi Y. 2000. Modélisation du fonctionnement hydrique du marais de Rochefort. Mémoire de diplôme de DEA. INA-PG Paris 6. 42 p.
8. Schneider A. 2000. Application de la télédétection dans l'étude du fonctionnement hydraulique d'un périmètre irrigué du Fleuve Jaune, Chine. Mémoire de fin d'étude/ EPFL, Lausanne. 61 p + annexes.
9. Becue Sébastien. 2001. Etude et modélisation de la dynamique de nappe sous irrigation, cas de l'office du Niger au Mali. Mémoire de Diplôme d'Agronomie Approfondie Physique des Surfaces Naturelles – Génie Hydrologique. École Nationale Supérieure Agronomique de Rennes. 57 p.
10. Slama F. 2003. Modélisation du fonctionnement des ouvrages de drainage agricole dans le périmètre irrigué de Kalaât Landelous (Basse Vallée de la Mejerda, Tunisie). Diplôme d'Etudes Approfondies en Modélisation en Hydraulique et Environnement. ENIT Tunis. 104 p.
11. Bertrand E. 2004. Performances des systèmes de drainage par tuyaux enterrés pour le contrôle de la salinité. Cas du bassin de la mer d'Aral. Mémoire de fin d'études Engees, 204-04 ; 1125. 67 p.
12. Ben Aïssa I. 2006. Evaluation de la performance d'un réseau de drainage enterré au sein d'une oasis modernisée du sud tunisien : Cas de l'oasis de Fatnassa Nord à Kébili (Tunisie). Mémoire de master, ENSAM, 110 pp + annexes.
13. Ould Chikh, M. 2007. Analyse des évolutions de la salinité au sein d'un périmètre irrigué. Cas de périmètre irrigué du Bas Chéliff (Algérie). Master en Science et Technologie de gestion de l'eau en milieu rural. Mémoire SupAgro Montpellier (France).
14. Ben Krid E. 2008. Etude de l'évolution spatio-temporelle de l'occupation du sol dans la plaine du Bas Chéliff par télédétection (Algérie). Mémoire de master, AgroParisTech, Montpellier, 47 pp

15. Ginoux G. 2010. Etude des performances environnementales des techniques d'irrigation par l'utilisation de la méthode d'Analyse de Cycle de Vie. Mémoire de fin d'étude Engees et Mémoire du troisième cycle pour l'obtention du Master CRESA de l'IAV Hassan II. 88 p.

16. Amichi F. 2011. Modes de faire valoir des exploitations maraîchères irriguées à Biskra (Algérie). Mémoire de Master de l'IAMM. Mention Territoires et sociétés, aménagement et développement (TSAD) Innovations et développement des territoires ruraux (IDTR). 71 p.

17. Akhdari A. 2011. Analyse des dynamiques maraichères en agriculture irriguée en Algérie. Cas de la plaine d'El Habra à Mostaganem (Algérie). Mémoire de Master de l'IAMM. Mention Territoires et sociétés, aménagement et développement (TSAD) Innovations et développement des territoires ruraux (IDTR). 75 p.

V - ARTICLES REPRESENTATIFS DE LA PRODUCTION SCIENTIFIQUE

Six articles sont annexés à ce rapport. Je juge ces articles représentatifs de mon parcours. Le premier papier [ACL2] concerne la théorie du drainage. Il est le fruit principal de mes travaux de thèse. Le deuxième papier [ACL4] concerne la prise en compte des relations eau sol plante en présence d'une nappe superficielle sur une culture de canne à sucre. Ce papier a été écrit par une doctorante que j'ai encadrée, Rosanne Chabot. Il s'inscrit dans le cadre des travaux sur les relations entre nappe, drainage et évapotranspiration pour identifier la part de l'eau qui est transpirée et celle qui est drainée dans les systèmes irrigués et drainés, où la présence de la nappe interagit potentiellement avec la culture par des effets d'anoxie. La canne à sucre était la culture principale du terrain expérimental de ce travail situé dans la plaine du Gharb au Maroc.

Le troisième papier [ACL5] concerne également la plaine du Gharb mais constitue un papier plus opérationnel sur les performances du réseau de drainage et porte une réflexion sur les critères de conception de systèmes en climat méditerranéen où ces principes demandaient à être précisés : doit-on se baser sur des critères de dimensionnement hivernaux (de même type que ceux utilisés en France) ou des critères de dimensionnement estivaux comme en milieu aride ?

Le quatrième papier [ACL 17] présente une réflexion sur l'intérêt d'une combinaison de méthodes destinées à analyser la salinité : perception de la salinité par les agriculteurs et mesures de salinité dans deux contextes contrastés, les oasis tunisiennes et un périmètre irrigué dans le nord de l'Algérie.

Les deux derniers papiers [ACL 13 et ACL 19] correspondent à des travaux récents où nous avons mobilisé des approches participatives pour comprendre l'usage de l'eau et du foncier sur un territoire irrigué à partir des eaux souterraines en Algérie et les stratégies d'irrigation en condition de restriction d'eau souterraine sur le territoire de la Beauce.

ELSEVIER

Journal of Hydrology 235 (2000) 264–275

Journal of Hydrology

www.elsevier.com/locate/jhydrol

Water-table shapes and drain flow rates in shallow drainage systems

S. Bouarfa*, D. Zimmer

Cemagref, Drainage and Barrier Engineering Research Unit, Parc de Tourvoie, BP 44, 92163 Antony Cedex, France

Received 19 April 1999; revised 5 April 2000; accepted 31 May 2000

Abstract

A relationship between drain flow rate, elevation and shape of the water-table and recharge intensity in shallow drainage systems is developed. From an analytical spatial integration of the Boussinesq equation in transient conditions, drain flow rates are shown to be the sum of three terms; the first one is proportional to the maximum water-table elevation and more generally to the steady state flow rate at the same water-table elevation; the second one is a fraction of the recharge rate of the water-table depending on the water-table shape; the third one accounts for possible changes in water storage in the water-table due to its shape changes. Drain flow rates in shallow drainage systems are shown to be fully predicted by one unique variable that is a function of a combination of the hydraulic conductivity (K), the drainable porosity (f), and the drain spacing ($2L$), namely $\sigma = K/f^2L^2$. This variable also determines the dynamics of changes in the water-table shape and in turn the respective parts of the three terms in the equation. It is shown that drainage systems with values of $\sigma > 1\ m^{-1}\ h^{-1}$ respond very fast to recharge events: water-table shape changes occur very quickly so that the third component of the drain flow can be neglected; in that case, the equation results in a simplified analytical relationship. The reliability of the complete and simplified equations to predict drain flow rates in transient conditions is discussed in relation to in situ measurements. © 2000 Elsevier Science B.V. All rights reserved.

Keywords: Drainage; Modeling; Flow; Water-table; Boussinesq equation

1. Introduction

A good understanding of the functioning of shallow water-tables is crucial from an environmental and from an agricultural point of view. These water-tables play a significant role in the hydrology of many rural catchments and in pollutant transport and fate. They are often the result of artificial drainage for agricultural purposes. Whereas the knowledge of the water-table regime may be sufficient to design agricultural drainage systems, precise estimations of drain flow rates and drained volumes are crucial in order to quantify water and solute fluxes and to assess environmental impacts on peakflows, hydrological regime and pollutant loads (Robinson, 1990).

The prediction of water-table elevations has been investigated by the use of Boussinesq's equation (Hooghoudt, 1940; Van Schilfgaarde, 1963; Guyon, 1964; Youngs, 1965). The validity of this equation has been assessed by comparison with solutions using Richard's equation (Skaggs and Tang, 1976). These authors found a good agreement between the predictions of the two equations when Boussinesq's equation was corrected for convergence near the drain and for non-constant drainable porosity. Fipps and Skaggs

* Corresponding author. Fax: +33-1-40966270.
E-mail address: sami.bouarfa@cemagref.fr (S. Bouarfa).

0022-1694/00/$ - see front matter © 2000 Elsevier Science B.V. All rights reserved.
PII: S0022-1694(00)00280-8

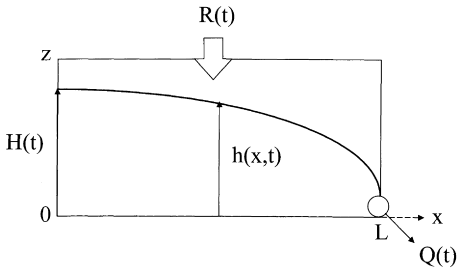


Fig. 1. Subsurface drainage system definition. $R(t)$ recharge rate; $H(t)$ maximum water-table elevation above drain level; $h(x,t)$ water-table elevation at abscissa x; L half drain spacing; $Q(t)$ total drain flow rate.

(1991) presented methods to correct the Boussinesq equation to take into account the convergence near the drain. However, little attention has been given to the prediction of drain flow rates, especially in transient conditions during recharge events. In many drainage models, such as those proposed by Bouwer and Van Schilfgaarde (1963), a steady state relationship between water-table elevation at drain mid-spacing (H) and drain flow rate (Q) is assumed valid regardless of the possible effects of the time dependent recharge on this relationship (Lorre and Lesaffre, 1994). For instance, in models like DRAINMOD (Skaggs, 1980), EPIC-WT (Sabbagh et al., 1993), GLEAMS-SWAT (Reyes et al., 1994) or RZWQM (Singh and Kanwar, 1995), drain flow rates are predicted by use of the Hooghoudt's equation; in other models like SWACROP (Kabat et al., 1992) Ernst equation is used.

Recent literature on the Boussinesq equation focuses on comparisons between numerical and analytical solutions of Boussinesq's equation when the boundary head at the drain position changes (Guo, 1997; Hogarth et al., 1997; Lockington, 1997; Upadhyaya and Chauhan, 1998) or when a transient recharge occurs (Rai and Singh, 1995; Teloglou et al., 1997). In the latter case, the recharge is assumed to be a simple function of time, generally exponential.

This paper analyses the consequences of a transient recharge on the drain flow rate using the Boussinesq equation. The approach used is based on considerations of the shape of the water-table surface which was suggested by Boussinesq (1904) himself, and then developed by Guyon (1964) and Lesaffre and Zimmer (1988). These last authors assume that the water-table shape remains constant to simplify the solution of the equation. However, the assumption that the water-table shape remains constant is rather limiting. It is in particular in contradiction with Darcy's law in the drain vicinity since identical water-table elevations and thus hydraulic gradients may result in different drain flow rates.

A general relationship between drain flow rates and water-table elevations that does not rely upon the assumption of a constant water-table shape is presented in this paper. This relationship is used to study the functioning of shallow drainage systems in transient conditions. The conditions for which it is possible to simplify the analysis using the constant water-table shape assumption are then clarified by the comparison of the complete and simplified equations. An in situ validation is carried out by comparison of field measured drain flow rates with drain flows simulated by the complete and simplified equations.

2. Spatial integration of the Boussinesq equation

The subsurface drainage system considered here consists of a series of parallel lateral drains resting on an impervious layer, as shown in Fig. 1. The following boundary conditions are considered: (i) a zero horizontal flux condition is assumed at drain mid-spacing location ($x = 0$) and drain location ($x = L$); (ii) at the barrier depth ($z = 0$), a zero vertical flux is assumed; (iii) the drains are not surcharged; and (iv) a time-dependent recharge $R(t)$ is uniformly applied over the water-table.

In homogeneous soil, the classical Boussinesq equation is

$$\frac{f}{K}\frac{\partial h}{\partial t} = \left(\frac{\partial h}{\partial x}\right)^2 + h\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{R(t)}{K} \tag{1}$$

where f is the drainable porosity [L^3L^{-3}]; K the horizontal saturated hydraulic conductivity [LT^{-1}]; $R(t)$ the recharge rate [LT^{-1}]; $h(x,t)$ the water-table elevation above the impermeable barrier [L]; x the horizontal position coordinate [L], and t the time [T].

The approach used there to spatially integrate the Boussinesq equation has been developed by Lesaffre (1989). It consists of: (1) integrating the continuity equation twice following the abscissa; (2) integrating

the flow equation once following the abscissa; and (3) identifying the two terms.

2.1. Integration of the continuity equation

The continuity equation is:

$$\frac{\partial q(x,t)}{\partial x} = R(t) - f\frac{\partial h(x,t)}{\partial t}, \tag{2}$$

where $q(x,t)$ is the horizontal flux in a given section of the water-table [L^2T^{-1}].

To integrate the continuity equation, the water-table elevation $h(x,t)$ is written:

$$h(x,t) = H(t)W(X,t), \tag{3}$$

where $X = x/L$ is the non-dimensional abscissa, H the water-table elevation mid-point between drains and $W(x,t)$, the non-dimensional water-table elevation (Guyon, 1964).

Combining Eqs. (2) and (3) yields:

$$\frac{\partial q(x,t)}{\partial x} = R(t) - fW(X,t)\frac{\mathrm{d}H(t)}{\mathrm{d}t} - fH(t)\frac{\partial W(X,t)}{\partial t}. \tag{4}$$

Eq. (4) is integrated between drain mid-spacing ($x = 0$) and drain ($x = L$) locations, which yields:

$$\frac{q(L,t)}{L} = Q(t) = R(t) - fB(t)\frac{\mathrm{d}H(t)}{\mathrm{d}t} - fH\frac{\mathrm{d}B(t)}{\mathrm{d}t}, \tag{5}$$

where $Q(t)$ is the drain flow rate per unit soil surface [LT^{-1}], and $B(t)$ is a dimensionless water-table shape factor defined by:

$$B(t) = \int_0^1 w(X,t)\,\mathrm{d}X. \tag{6}$$

At the drainage system scale, Eq. (5) corresponds to the equation of continuity (2). Integrating Eq. (4) twice between drain mid-spacing and drain locations yields:

$$\int_0^L q(x,t)\,\mathrm{d}x = R(t)\frac{L^2}{2} - fC(t)\frac{\mathrm{d}H(t)}{\mathrm{d}t}\frac{L^2}{2} - fH(t)\frac{\mathrm{d}C(t)}{\mathrm{d}t}\frac{L^2}{2}, \tag{7}$$

where $C(t)$ is a the second water-table shape factor defined by:

$$C(t) = 2\int_0^1 \mathrm{d}X \int_0^X W(X',t)\,\mathrm{d}X' = 2\int_0^1 (1-X)W(X,t)\,\mathrm{d}X. \tag{8}$$

2.2. Integration of the motion equation

The horizontal flow rate in the water-table at an abscissa x, $q(x,t)$ [L^2T^{-1}] is obtained by the integration of Darcy's law from the impervious layer to the surface of the water-table:

$$q(x,t) = -K\int_0^{h(x,t)} \frac{\partial\varphi(x,z,t)}{\partial x}\,\mathrm{d}z, \tag{9}$$

where $\varphi(x,z,t)$ is the total hydraulic head [L]. Following the approach initiated by Charny (1951), a discharge potential function $F(x,t)$ [L^3T^{-1}] is introduced to integrate Eq. (9):

$$F(x,t) = K\int_0^{h(x,t)} [\varphi(x,z,t) - z]\,\mathrm{d}z, \tag{10}$$

with $q(x,t) = -\partial F(x,t)/\partial x$. Thus, the integration of the horizontal flow following x between mid-spacing and drain locations yields:

$$\int_0^L q(x,t)\,\mathrm{d}x = F(0,t) - F(L,t). \tag{11}$$

Introducing the function $J(t) = (2/L^2)[F(0,t) - F(L,t)]$ and combining Eqs. (7) and (11) results in:

$$J(t) = R(t) - fC(t)\frac{\mathrm{d}H(t)}{\mathrm{d}t} - fH(t)\frac{\mathrm{d}C(t)}{\mathrm{d}t}. \tag{12}$$

Combining Eqs. (5) and (12) in order to remove $\mathrm{d}H/\mathrm{d}t$ provides the following relationship:

$$Q(t) = A(t)J(t) + (1 - A(t))R(t) - fC(t)\frac{\mathrm{d}A(t)}{\mathrm{d}t}H(t), \tag{13}$$

where $A(t) = B(t)/C(t)$ is a third water-table shape factor.

The drain flow given by Eq. (13) is the sum of three components; the first term on the right-hand side of the equation represents the water-table contribution, and corresponds to the tail recession equation; it is called "tail recession term" hereafter; the second term represents the contribution of the recharge; the

Table 1
Examples of hydraulic conductivity (K), drainable porosity (f), and drain spacing ($2L$) values corresponding to the σ values tested in the numerical experiments

K (m/d)	1.5	1	0.5	0.25
f (%)	1.5	2	3	5
$2L$ (m)	10	20	30	40
σ ($m^{-1}\,h^{-1}$)	10	1	0.1	0.01

third term corresponds to the contribution due to water storage affected by changes in the water-table shape. The sum of the second and third terms is called the "peak flow term".

It should be noticed that, at this stage, since J is a function of the total hydraulic head, the classical Dupuit–Forchheimer assumption (noted DF hereafter) has not yet been used. In any case, as pointed out by several authors, the DF assumption is needed only at the two abscissae 0 and L. Thus errors associated with this assumption can be determined only at these two points (Youngs, 1965) and are related to the expression $J(t)$ which is easily identified as the steady state flow rate. Introducing the DF assumption allows to (i) replace the total hydraulic potential by the water-table elevation; and (ii) consider that the drain is not surcharged. That gives:

$$F(x,t) = K\int_0^{h(x,t)} [h(x,t) - z]\, dz, \tag{14}$$

and thus

$$J(t) = J(H) = K\frac{H^2}{L^2}. \tag{15}$$

3. Theoretical influence of variable recharge on water-table shapes and drain flow rates

3.1. Drain flow rate and system properties

To examine the role of hydraulic and geometric properties in the drain flow rate calculation, the Boussinesq equation is written as a function of a new variable $g(x,t) = fh(x,t)$. This variable represents the water depth stored in the water-table at each abscissa (Favier et al., 1990). Introducing g in the Boussinesq Eq. (1) and introducing the abscissa $X = x/L$ gives:

$$\frac{\partial g(X,t)}{\partial t} = \frac{K}{f^2L^2}\left[\left(\frac{\partial g(X,t}{\partial X}\right)^2 + g(X,t)\frac{\partial^2 g(X,t)}{\partial X^2}\right] + R(t). \tag{16}$$

Rewriting the continuity Eq. (2) as a function of g:

$$\frac{\partial q(X,t)}{\partial X} = R(t) - \frac{\partial g(X,t)}{\partial t}. \tag{17}$$

When drains rest on the impervious barrier, the predictions of g by Eq. (16) and thus of drain flow rates by Eq. (17) only depend on the variable $\sigma = K/f^2L^2$. Consequently, this parameter combination also determines changes in the respective parts of the three terms in Eq. (13). It is used here to analyse the response of drainage systems.

3.2. Calculation of the three flow components

The three flow components identified in Eq. (13) are determined as follows:

(1) Boussinesq Eq. (1) is numerically solved by use of a finite element scheme; due to the increasing hydraulic gradients from drain mid-spacing to drain location, a variable space step is used; the grid size is maximum and equal to $L/15$ at drain mid-spacing; this size is reproduced 10 times; it is then divided by 2, 5, and 50 and, respectively, reproduced 5, 10, and 25 times; the time step is 10 s;
(2) from the calculated water-table elevations, the three water-table shape factors $B(t)$, $C(t)$, and $A(t)$ are calculated at each time step from the numerical integration of W according to Eqs. (6) and (8);
(3) the three components of the drain flow rate as described in Eq. (13) are calculated and their contribution to the drain flow rate are determined.

3.3. Analysis of a single recharge event

For this case, Eq. (13) is solved for a 2 h recharge input of 2 mm h^{-1}. Before the recharge is applied, the system is considered in a tail recession stage for which the water-table shape factors can be analytically calculated ($B = 0.7731$; $C = 0.8965$; $A = 0.8624$;

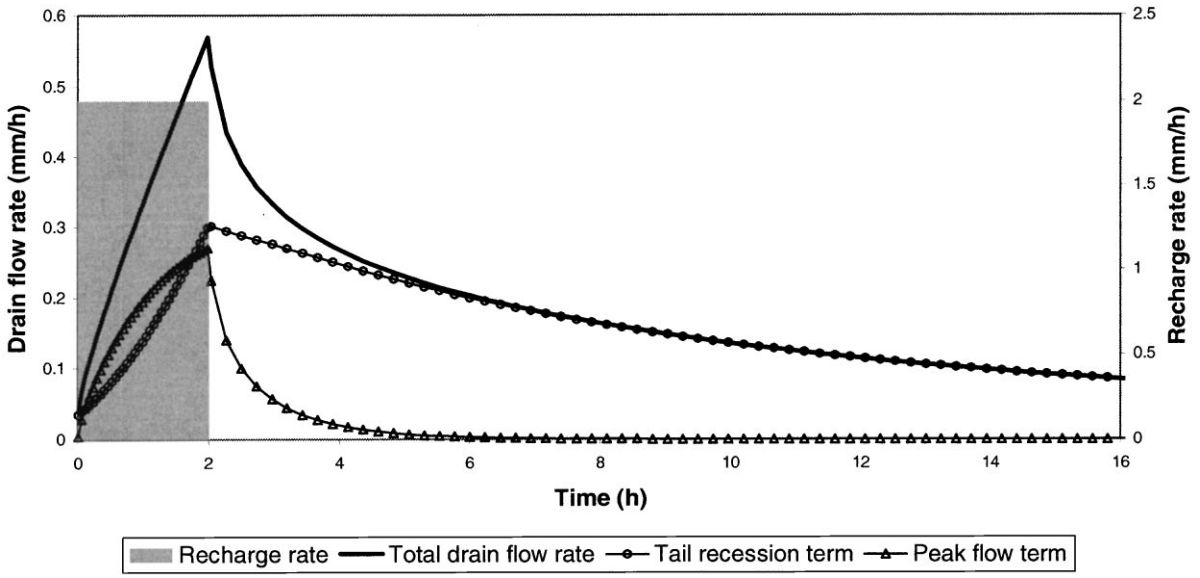


Fig. 2. Total drain flow rate, peak flow and tail recession terms calculated from Eq. (13) for $\sigma = 10\ \mathrm{m}^{-1}\mathrm{h}^{-1}$ during a single recharge event of intensity 2 mm h^{-1} applied between $t = 0$–2 h.

Lesaffre and Zimmer, 1988). The initial water-table elevation mid-way between drains is 0.2 m.

Values of σ ranging between 0.01 and 10 $\mathrm{m}^{-1}\,\mathrm{h}^{-1}$ are tested. These values correspond to a range of possible values in land drainage (Table 1). The highest one (10 $\mathrm{m}^{-1}\,\mathrm{h}^{-1}$) would correspond to large values of K, small values of f, and narrow drain spacings (for instance, $K = 1.5$ m/d, $f = 1.5\%$ and $L = 5$ m). The

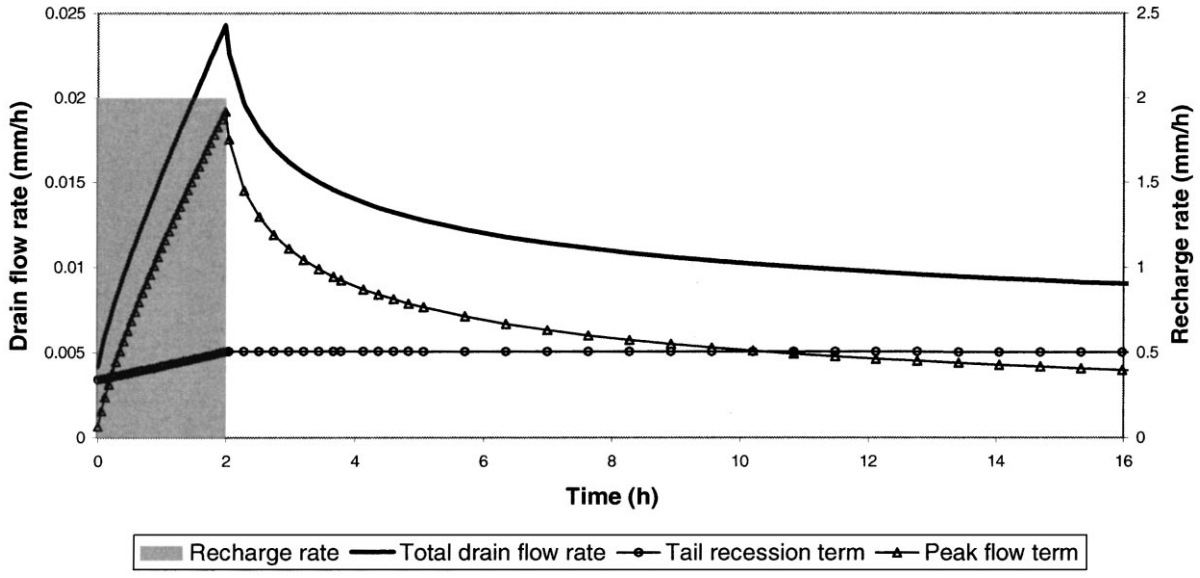


Fig. 3. Total drain flow rate, peak flow and tail recession terms calculated from Eq. (13) for $\sigma = 0.01\ \mathrm{m}^{-1}\mathrm{h}^{-1}$ during a single recharge event of intensity 2 mm h^{-1} applied between $t = 0$–2 h.

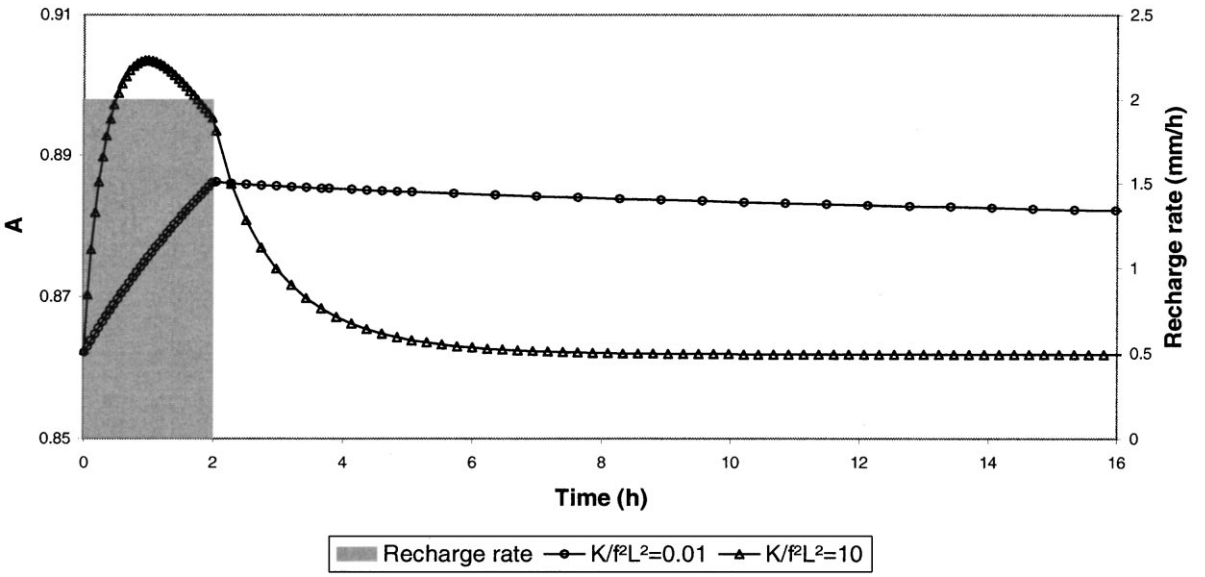


Fig. 4. Third water-table shape factor "A" calculated for $\sigma = 10\ m^{-1}h^{-1}$ and $0.01\ m^{-1}h^{-1}$ during a single recharge event of intensity $2\ mm\ h^{-1}$ applied between time = 0–2 h.

lowest one ($0.01\ m^{-1}\ h^{-1}$) would correspond to small values of K, large values of f, and large drain spacings (for instance $K = 0.25$ m/d, $f = 5\%$, and $L = 20$ m).

The total drain flow rates are presented in Figs. 2 and 3 for the two extreme values of σ. The maximum drain flow rate is largely influenced by σ since it equals $0.56\ mm\ h^{-1}$ for $\sigma = 10\ m^{-1}h^{-1}$ and $0.025\ mm\ h^{-1}$ for $\sigma = 0.01\ m^{-1}h^{-1}$ after 2 h of recharge. For both values of σ, the water-table shape factor, $A(t)$ increases right after the beginning of the recharge application (Fig. 4), which implies a swelling of the water-table shape (Fig. 5). Whereas the factor $A(t)$ reaches a maximum value and begins to decrease before the end of the recharge event for $\sigma =$

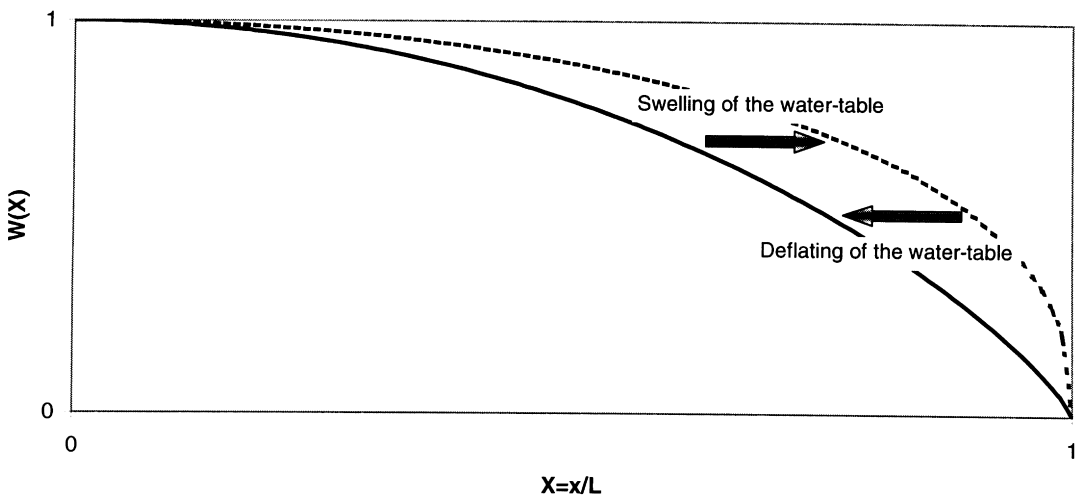


Fig. 5. Illustration of the swelling and the deflating process of the water-table.

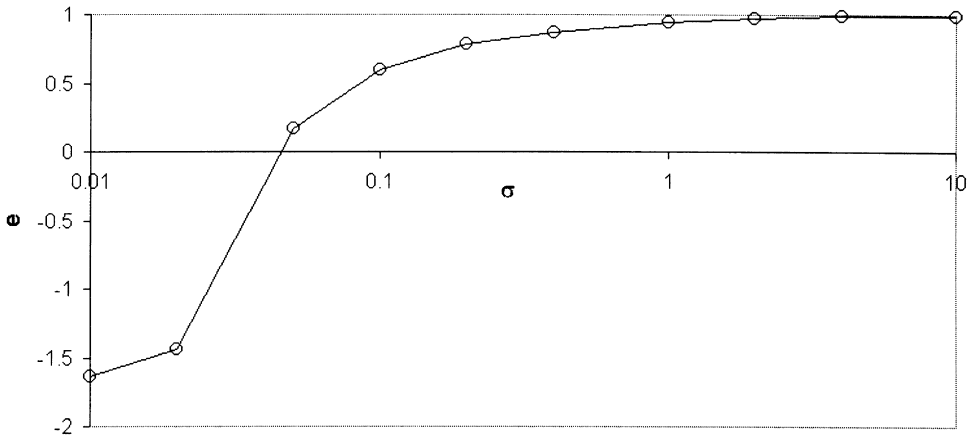


Fig. 6. Comparison between total drain flow rates by Nash criterion (e) calculated by the Boussinesq equation and by the simplified method (constant water-table shape) for σ values between 0.01 and 10 $m^{-1}\,h^{-1}$. An actual hourly recharge sequence from Arrou (France) is used as input in both models.

10 $m^{-1}h^{-1}$, it continues to increase until the end of the recharge event for $\sigma = 0.01\ m^{-1}h^{-1}$. In both cases, $A(t)$ decreases after the recharge has stopped. Values of A range between a minimum value of 0.8624 (corresponding to the tail recession stage) and a maximum value of 1.

The consequences of water-table shape changes on drain flow rates are evaluated through an analysis of the tail recession and peak flow terms defined above for the two situations (Figs. 2 and 3). At $t = 0$, the peak flow term is equal to zero: 13.76% of the recharge rate, i.e. the term $(1 - A(t))R(t)$, contributes to the swelling of the water-table shape, i.e. $-fCH\ \mathrm{d}A/\mathrm{d}t$ so that the total drain flow rate is equal to $A(t)J(H)$. For $0 < t < 2$ h, both peak flow and tail recession terms increase. For $t \geq 2$ h, the peak flow term decreases. This decrease is much more rapid for $\sigma = 10\ m^{-1}h^{-1}$: the peak flow term is almost equal to zero 3 h after the recharge stops (at $t = 5$) while it still represents half of the total drain flow rate 8 h after the recharge stops (at $t = 10$ h) for $\sigma = 0.01\ \mathrm{m}^{-1}\mathrm{h}^{-1}$.

The dynamics of the swelling/deflating process of the water-table shape varies greatly depending on the σ value. The role of the third term of Eq. (13) on drain flow rates prediction is thus strongly influenced by σ. Besides, the variation of the water-table shape factors in absolute terms is very limited (less than 5%). The conditions for which it is possible to neglect the third term, considering that the water-table shape is constant, are clarified here.

3.4. Comparison of complete and simplified approach

The simplified approach is developed assuming that the water-table shape is independent of the recharge conditions as stated by Lesaffre and Zimmer (1988). In that case, Eqs. (12) and (13) can be rewritten as follows:

$$J(H) = R(t) - fC\frac{\mathrm{d}H(t)}{\mathrm{d}t}, \tag{18}$$

$$Q(t) = AJ(H) + (1 - A)R(t). \tag{19}$$

In this case, the numerical solution of Boussinesq's equation is not required as Eq. (18) is easily numerically solved using the fourth-order Runge–Kutta method (Lesaffre and Zimmer, 1988). The maximum water-table elevation obtained is used at each time step in Eq. (19) to compute drain flow rates.

To compare the complete approach based on Eq. (13) and the simplified approach, a sequence of hourly recharge rates measured in northern France (field experiment of Arrou) during winter 1980–81 has been used as input for both the complete and simplified equations. The values of σ comprised between 0.01 and 10 $\mathrm{m}^{-1}\,\mathrm{h}^{-1}$ are tested. Hourly drain flow rates computed from the two approaches have been

Table 2
Nash criteria values calculated between measured and simulated drain flow rates for both simplified and full Boussinesq equations ($\sigma = 1.57\ m^{-1}h^{-1}$)

Year	Drainage season duration (days)	Nash criteria (without delay between measured and observed values)		Nash criteria (with delay)		
		Complete Boussinesq equation	Simplified Boussinesq equation	Complete Boussinesq equation	Simplified Boussinesq equation	Average delay (h)
76/77	75.5	0.67	0.58	0.76	0.7	2
78/79	81.5	0.79	0.7	0.87	0.83	1
79/80	114.5	0.69	0.6	0.78	0.73	2
80/81	99.5	0.65	0.49	0.82	0.73	3
81/82	36.5	0.84	0.8	0.86	0.82	2
82/83	159.5	0.79	0.76	0.8	0.77	1
84/85	156.5	0.47	0.45	0.47	0.45	0
87/88	108	0.76	0.68	0.77	0.72	1
Average	94.6	0.71	0.63	0.77	0.72	1.5
Standard deviation	47.5	0.12	0.12	0.13	0.12	0.9

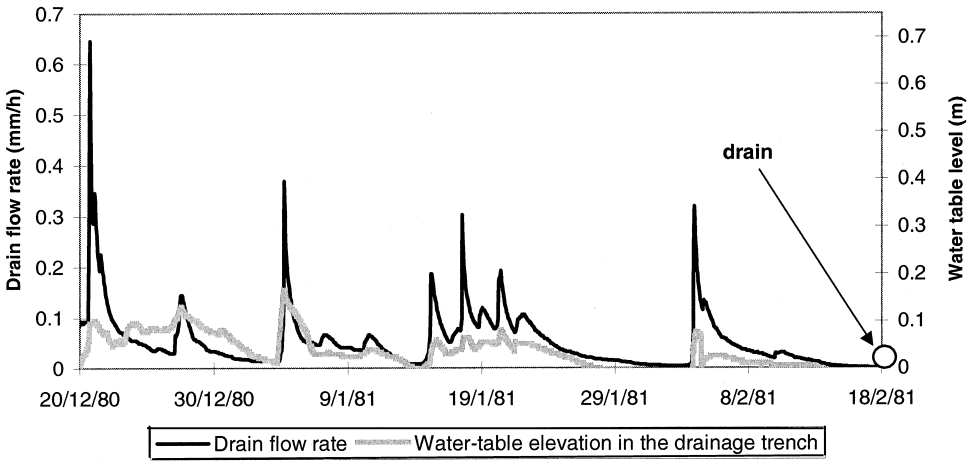


Fig. 7. Water-table level at the drain position and drain flow rate measured in Arrou (France) during winter 1980–81; the 0 water-table level corresponds to the bottom of the drain.

compared using the Nash criterion e (Nash and Sutcliffe, 1970):

$$e = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{n} (Qb_i - Qs_i)^2}{\sum_{i=1}^{n} (Qb_i - \overline{Qb})^2}, \tag{20}$$

where Qb_i is the drain flow rate computed from the complete Boussinesq equation at hour i, $\overline{Qb}$ the corresponding average value computed on n hours, and Qs_i the drain flow rate computed by the simplified model (Eqs. (18) and (19) at hour i; n the total number of hours (2000 in the present simulations). The higher the consistency between the two simulated sequences, the higher the Nash criterion which reaches 1 when both sequences are identical. Fig. 6 presents the Nash criterion versus σ. Errors due to the constant water-table shape assumption decrease when σ increase. It is seen that for these results e becomes positive for $\sigma > \sim 0.05\ \mathrm{m}^{-1}\ \mathrm{h}^{-1}$ rapidly increasing to be higher than 0.94 for $\sigma > I\ \mathrm{m}^{-1}\ \mathrm{h}^{-1}$ and to reach 0.995 for $\sigma = 10\ \mathrm{m}^{-1}\ \mathrm{h}^{-1}$.

Thus for $\sigma > 1\ \mathrm{m}^{-1}\ \mathrm{h}^{-1}$ (noted hereafter fast-response systems), the two equations exhibit only small differences. For such systems, the transient water storage in the water-table is limited and the third term of Eq. (13) is negligible when an hourly time step is considered. It is thus acceptable to simplify Eq. (13) to its two first terms to compute drain flow rates as proposed byLesaffre and Zimmer (1988). As analysed by these authors, the consequence is the peaky response of the drainage system which is explained by a significant contribution of the recharge rate to the drain flow rate.

For $\sigma < 1\ \mathrm{m}^{-1}\ \mathrm{h}^{-1}$ (noted hereafter slow-response systems), the total drain flow rates are much lower than $AJ(H) + (1 - A)R(t)$. In such systems, the water storage due to water-table shape changes mitigates the effect of the recharge rate: the third term of Eq. (13) compensates the effect of the recharge rate and the water-table shape changes and cannot be neglected. A complete solution is required for accurate drain flow prediction.

4. In situ validation

The simplified and the complete Boussinesq models are tested with data obtained in the field experiment of Arrou located on a leached soil (albaqualf) developed on a plateau loam. Previous studies have shown that the barrier depth in this soil is 0.75 m. A perched water-table forms during winter season above this barrier; it is drained with 10 m spaced and 0.75–0.85 m deep laterals. The field is equipped with V-notch weirs associated with ultrasonic head-level recording gages to measure drain flow rates, and with a tipping-bucket rainfall (P) recorder. Daily evapotranspiration (ET) values are computed and

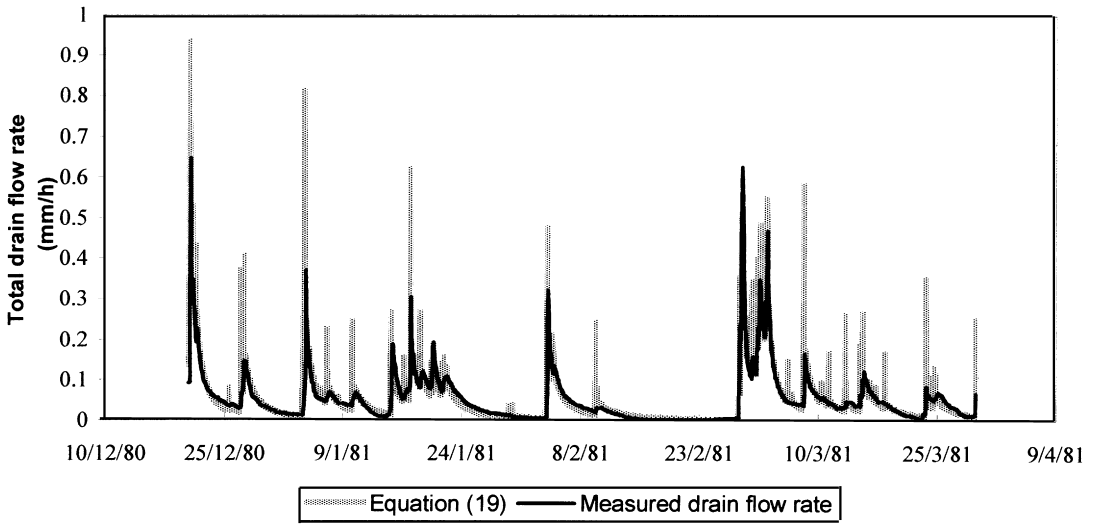


Fig. 8. Comparison between measured and simulated drain flow rates in Arrou (France) during winter 1980–81 ($\sigma = 1.57\ \mathrm{m}^{-1}\mathrm{h}^{-1}$).

provided by the French Meteorological Office close to the field experiment (Lesaffre and Zimmer, 1988). Data from eight winter seasons have been utilised (from 1976 to 1988).

During winter, potential evapotranspiration (PET) is generally lower than 1 mm/d in French conditions. Thus, the actual ET is assumed to be equal to PET considering that the plant stage has not reached the boot stage. Daily ET data are transformed into hourly data, assuming that the ET varies as a sine function between early morning and late afternoon. The water-table recharge is computed as proposed by Lesaffre and Zimmer (1988): a surface reservoir is used which is emptied by negative net recharge (P-ET) and replenished by positive net recharge. The simulation is initialised during a rainstorm event with a full reservoir; the net recharge generates a water-table recharge as soon as the reservoir is full.

To compare the performances of Eqs. (13) and (19), the following procedure has been used: (i) the assumption that the drains are not surcharged has first been examined; (ii) in the simplified model, σ has been adjusted in order to maximise the Nash criterion between simulated and measured drain flow rates; this calibration was carried out in the drainage season 1980–81; (iii) the calibrated simplified model has been tested in the seven other winter seasons; (iv) the same σ value was then used in the complete Boussinesq model in the eight winter seasons.

Water-table elevations above drain have been recorded at an hourly time step during several winter seasons (Table 2). Drain surcharges were very low and never exceeded 10 cm on the 1980–81 season presented in Fig. 7. The observations wells were not placed right above the pipe roof but in its vicinity so that the water-table elevations measured were higher than the actual drain surcharges.

For each simulation, the Nash criterion (Eq. (20)) has been computed from predicted and measured drain flow rate values. However, it appears that the quality of simulation is hampered by a delay between simulated and observed drain flow sequences. This delay is related to the time needed for the rainfall to reach the water-table through the vadose zone. To take this delay into account, the Nash criterion is modified: the simulated and observed values are compared at different hours as follows (Favier et al., 1990):

$$e = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{n} (Qobs_{i+t} - Qsim_i)^2}{\sum_{i=1}^{n} (Qobs_i - \overline{Qobs})^2}, \qquad (21)$$

where $Qobs_{i+t}$ is the measured drain flow rate at time

$i + t$ and $Qsim_i$ is the simulated drain flow rate at time i.

During the winter 1980–81, the maximum adjusted Nash criterion value is 0.49 without delay for the simplified model; it is increased to 0.73 when a three hours delay is considered. In both cases, the corresponding σ value is the same and equals $1.57\ m^{-1}\ h^{-1}$ which corresponds to a fast-response system. K and f measured by other methods in the field experiment provide σ values ranging between 1 and $2.55\ m^{-1}\ h^{-1}$ (Lesaffre, 1989). With the complete equation, the Nash criterion is improved and, respectively, equal to 0.65 and 0.82 without and with the delay of 3 h.

Similar results are obtained for all winter seasons (Table 2): (i) the complete equation always provides better results than the simplified equation without delay (average of 0.71 vs 0.63) or with a delay (average of 0.77 vs 0.72); (ii) this delay varies between 0 and 3 h.

Both equations tend to overestimate the peak flow rates whereas the tail recession rates are well reproduced; the models also predict peak flows which are not measured (Fig. 8).

5. Conclusions

An analytical relationship between drain flow rate, elevation and shape of the water-table, and the recharge intensity has been developed in shallow drainage systems. This relationship is based on a spatial integration of the classical Boussinesq equation and allows the division of the drain flow rate into three components, one proportional to the steady state drain flow rate and equal to the tail recession term $A(t)J(H)$, one proportional to the recharge rate of the water-table $(1 - A(t))R(t)$, and one related to the water-table shape changes $-fCH\ dA/dt$. The relative contributions of these three components depend on one water-table shape coefficient $A(t)$.

In shallow systems, drain flow rates as well as the kinetics of the water-table shape changes as predicted by the Boussinesq equation are fully determined by a single combination of the hydraulic and geometric properties of the system: $\sigma = K/f^2L^2$. Combining this property with theoretical predictions of the analytical relationship allows us to distinguish different drainage systems. Fast-response systems ($\sigma > 1\ m^{-1}\ h^{-1}$) generate high peak flows because of quick inflating/deflating processes of the water-table. In such systems, peak flow values largely exceed the transient recession stage $A(t)J(H)$ component. Besides, at an hourly time step, the water-table shape changes are fast enough to be neglected in the computations so that drain flow rates can be evaluated by Eq. (19). In this case, the numerical solution of Boussinesq equation is not required: the use of the simple Runge–Kutta method is sufficient to solve Eq. (18) and therefore Eq. (19). This equation which is the basis of SIDRA model (Lesaffre and Zimmer, 1988) should be preferred to the classical steady state equation used in many simple drainage models.

Slow-response systems ($\sigma < 1\ m^{-1}\ h^{-1}$) do not generate high peak flow rates. The water-table recharge contributes to inflate the water-table shape and mitigates its effects on drain flow rate. As a result, for these systems, an accurate prediction of drain flow rates requires the calculation of the three terms of Eq. (13) via the complete solution to the Boussinesq equation.

These theoretical results have been tentatively validated in situ. Part of this validation had already been carried out by Lesaffre and Zimmer (1988) who had demonstrated the relevance of the predictions of peak flows by the simple model in the field experiment of Arrou (France). In the present paper, the errors linked to the constant water-table assumption have been estimated by a comparison of the respective performances of the complete and the simplified equations to predict drain flow rates in a fast response drainage system ($\sigma = 1.57\ m^{-1}h^{-1}$). A slight loss of accuracy in drain flow prediction is observed with the simplified solution as compared to the complete one.

Further work should be carried out to extend this analysis. First of all, the approach followed in this paper should be carried out using the Laplace equation instead of the Boussinesq equation to determine the three components of Eq. (13). This should allow the assessment of the consequence of errors associated with the DF on the drain flow rates in transient conditions. Also, the in situ validation should be extended to a slow response system where the differences between the complete and the simplified approach should be greater than those observed in the field experiment of Arrou.

Acknowledgements

The authors wish to thank B. Lesaffre for his previous theoretical developments and E. Lorre for his help in the development of the numerical solution to the Boussinesq equation.

References

Boussinesq, J., 1904. Recherches théoriques sur l'écoulement des nappes d'eau infiltrées dans le sol; compléments. Journal de mathématiques pures et appliquées 10 (1&4), 5–78 (also 363–394).

Bouwer, H., Van Schilfgaarde, J., 1963. Simplified method for predicting fall of water-table in drained land. Transactions of the ASAE 6 (4), 288–291.

Charny, L.A., 1951. A rigorous proof of the Dupuit formula for unconfined seepage with a seepage face. Dokl. Akad. Nauk SSSR 79, 937–940 (in Russian).

Favier, M., Lesaffre, B., Leviandier, T., Penel, M., Zimmer, D., 1990. Deterministic versus conceptual models to evaluate influence of drainage on water regime. In: Proceedings Hydrological Research Basins and the Environment, Wageningen, vol. 44, pp. 123–130.

Fipps, G., Skaggs, R.W., 1991. Simple methods for predicting flow to drains. Journal of Irrigation and Drainage engineering 117 (6), 881–896.

Guo, W., 1997. Transient groundwater flow between reservoirs and water-table aquifers. Journal of Hydrology 195 (1–4), 370–384.

Guyon, G. (1964). Considérations sur l'hydraulique du drainage des nappes par canalisations enterrées. Bulletin Technique du Génie Rural, 65: 45p. + annexes.

Hogarth, W.L., Govindaraju, R.S., Parlange, J.Y., Koelliker, J.K., 1997. Linearised Boussinesq equation for modelling bank storage—a correction. Journal of Hydrology 198 (1–4), 337–385.

Hooghoudt, S.B., 1940. Hooghoudt's theory of drainage. Voor Cultuurtechnik en Waterhuishouding, 18 pp. Translated in English from the original publication of Hooghoudt by the Institut Voor Cultuurtechnik en Waterhuishouding.

Kabat, P., Van den Broek, B.J., Feddes, R.A., 1992. SWACROP: a water management and crop production simulation model SWACROP: Un modèle de simulation pour la gestion d'eau et la production des cultures. ICID Bulletin 41 (2), 61–84.

Lesaffre, B. (1989). Fonctionnement hydrologique et hydraulique du drainage souterrain des sols temporairement engorgés: débits de pointe et modèle SIDRA. Etudes du Cemagref, Série Hydraulique Agricole, 4:334p.

Lesaffre, B., Zimmer, D., 1998. Subsurface drainage peak flows in shallow soil. Journal of Irrigation and Drainage Engineering 114 (3), 387–406.

Lockington, D.A., 1997. Response of unconfined aquifer to sudden change in boundary head. Journal of Irrigation and Drainage Engineering 123 (1), 24–27.

Lorre, E., Lesaffre, B., 1994. Subsurface drainage simulation models: a world-wide survey. ICID Bulletin 43 (1), 53–78.

Nash, J.E., Sutcliffe, J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models. Journal of Hydrology 10, 282–290.

Rai, S.N., Singh, R.N., 1995. Two-dimensional modelling of water-table fluctuation in response to localised transient recharge. Journal of Hydrology 167 (1–4), 167–174.

Reyes, M.R., Bengston, R.L., Fouss, J.L., 1994. GLEAMS-WT hydrology submodel modified to include subsurface drainage. Transactions of the ASAE 37 (4), 1115–1120.

Robinson, M., 1990. Impact of improved land drainage on river flows, Institute of hydrology Corwmarsh Gifford, Wallingford, UK.

Sabbagh, G.J., Fouss, J.L., Bengston, R.L., 1993. Comparison of Epic-WT and DRAINMOD simulated performance of land drainage systems. Transactions of the ASAE 36 (1), 73–79.

Singh, P., Kanwar, R.S., 1995. Modification of QZWQM for simulating subsurface drainage by adding a tile flow component. Transactions of the ASAE 38 (2), 489–498.

Skaggs, R.W., 1980. A water management model for artificially drained soils. North California Agric. Res. Service, State University. Tech. Bull. 267, 54.

Skaggs, R.W., Tang, Y.K., 1976. Saturated and unsaturated flow to parallel drains. Journals of the Irrigation and Drainage Division, ASCE 102 (IR2), 221–237.

Teloglou, I.S., Zissis, T.S., Karamouzis, D.N., 1997. Water-table fluctuation is soils overlying semi-confined aquifers in response to time-varying replenishment. Journal of Hydrology 202 (1–4), 78–94.

Upadhyaya, A., Chauhan, H.S., 1998. Comparison of numerical and analytical solutions of Boussinesq equation in seminfinite flow region. Journal of Irrigation and Drainage Engineering 124 (5), 265–270.

Van Schilfgaarde, J., 1963. Design of tile drainage for falling water table. Journal of Irrigation and Drainage Division, ASCE 89 (2), 1–11.

Youngs, E.G., 1965. Horizontal Seepage through unconfined aquifers with hydraulic conductivity varying with depth. Journal of Hydrology 3, 283–296.

ELSEVIER

Agricultural Water Management 54 (2002) 17–36

Agricultural water management

www.elsevier.com/locate/agwat

Sugarcane transpiration with shallow water-table: sap flow measurements and modelling

Rosanne Chabot*, Sami Bouarfa, Daniel Zimmer, Cédric Chaumont, Cédric Duprez

Cemagref, Agricultural and Environmental Engineering Research, Antony Regional Centre, Parc de Tourvoie, B.P. 44, 92163 Antony Cedex, France

Accepted 19 July 2001

Abstract

The most common sugarcane variety in the Gharb plain of Morocco (CP 66-345 variety) was grown in a lysimeter in the laboratory. It developed during 6 months with a water-table at 0.7 m below the soil surface. The water-table was then successively maintained with a Mariotte bottle at 0.45, 0.2 and 0.05 m from the soil surface for 21, 31 and 24 days, respectively. Transpiration was measured by Dynamax sap flow sensors. Soil water pressure heads were measured at six different depths; soil hydraulic properties and root density profile were also determined. No transpiration reduction was observed with soil waterlogging. Two different models were used to predict the pattern of root water uptake (RWU) with water-table at 0.45 m below the soil surface. These two models are based on a RWU function used as sink term in the Richards equation. The first model, HYDRUS-2D (Simunek et al., 1996), is based on the α-model RWU (Feddes et al., 1978a) which depends on a reduction function varying according to the soil water pressure head and on the root density. The second model, SIC (Breitkopf and Touzot, 1992) is based on the h_r-model RWU (Whisler and Millington, 1968; Feddes et al., 1974). It is proportional to the difference between soil and root pressure heads, to unsaturated hydraulic conductivity and to root density. Calculated soil water flows from pressure head measurements are compared to predicted pressure heads by the two models. These predictions compare well with the measured values and show that sugarcane roots mainly absorbed water in the water-table. However, while goods predictions were obtained using the actual root density profile with the h_r-model, it was necessary to modify this profile to obtain proper results using the α-model. © 2002 Elsevier Science B.V. All rights reserved.

Keywords: Sugarcane; Transpiration; Sap flow; Waterlogging; Water-table; Richards equation; Root water uptake; Lysimeter

* Corresponding author. Tel.: +33-14096-6260; fax: +33-14096-6270.
E-mail address: rosanne.chabot@cemagref.fr (R. Chabot).

0378-3774/02/$ – see front matter © 2002 Elsevier Science B.V. All rights reserved.
PII: S0378-3774(01)00139-1

1. Introduction

From a physiological point of view, water is not injurious to plants, but waterlogging is often accompanied by oxygen deficiency which affects root respiration (Lösch, 1993). The ability of plants to resist waterlogged conditions depends on their ability to mobilise oxygen. This ability depends on plant species and variety, on the type of root system, on the stage of development as well as on external factors such as soil and air temperature and availability of oxygen in the root zone (Williamson and Kriz, 1970). Plants are, however, able to adapt themselves to waterlogged conditions. In the unsaturated part of the soil, plants may develop superficial roots to mobilise enough oxygen for respiration. Oxygen may enter the plants through the lenticells of the stems and roots situated in aerated zone of the soil. Plants resistant to flooding conditions may develop hypertrophy of their lenticells to facilitate oxygen absorption (Belgrand, 1983; Zook et al., 1986). Roots may also develop gas-filled spaces (aerenchyma) which interconnect longitudinally and join with the gas spaces of the stem base. These aerenchyma create a pathway of low resistance for the diffusion of oxygen from the air (Drew, 1983). Finally, oxygen may be translocated from leaves to the roots through the air cavities in the plant (Soldatenkov and Chirkova, 1963).

This paper presents the results of a laboratory experiment designed to evaluate the resistance of sugarcane to the presence of a water-table in its root profile and to investigate the pattern of its root water uptake (RWU). Is water depleted mainly from the unsaturated zone and then from the resulting gradients from the saturated zone directly? Or are the roots able to directly pump water inside the water-table and if so can the roots located in the water-table fully ensure the consumptive use of water by the plant?

Two main modelling approaches have been developed to describe the pattern of RWU in soils. First, the microscopic approach describes the water transfer to individual roots (Gardner, 1960; Hillel et al., 1975; Lafolie et al., 1991). This approach has not been much used because of the difficulty to know the exact location of individual roots. Second, the macroscopic approach regards the entire root system as a diffuse sink permeating the soil continuously. Root density (Whisler and Millington, 1968; Molz and Remson, 1970b; Nimah and Hanks, 1973b; Arya et al., 1975) or root length (Molz and Remson, 1970a; Hillel et al., 1976; Herkelrath et al., 1977b; Rowse et al., 1978) are usually needed in macroscopic models in which water uptake is assumed to be directly proportional to the difference between pressure head in the soil and in the root, to soil hydraulic conductivity and to root density or length (hereafter, referred to as the h_r-model). Feddes et al. (1976) developed a different macroscopic approach in which the water uptake is equal to the maximum water uptake weighted by an α-function which is function of the soil water pressure head and varies between 0 and 1 (hereafter, referred to as the α-model). In this model, Feddes et al. (1976) consider that the maximum water uptake is distributed equally over the rooting depth. Hoogland and Belmans (1981) and Prasad (1988) assume a linear maximum water uptake which decreases with depth of the root zone; in this case, it is considered that roots principally extract water from the upper soil layers.

Experiments were made to validate these models or to simply measure water uptake patterns (van Bavel et al., 1968; Reicosky et al., 1972; Allmaras et al., 1975; Rice, 1975; Herkelrath et al., 1977a; Rasiah and Kohl, 1989). Water content measurements and water

balance are usually used to determine the RWU profile. Schmidhalter et al. (1994) described a method to determine the pattern of RWU based on chloride-36 tracer discrimination. Measurements of $^{2}H/^{1}H$ or $^{18}O/^{16}O$ ratios of plant sap can also be used to determine the water source for a plant (Bariac et al., 1994). Novak (1994) assumed that RWU was proportional to root density distribution. Many experiments invalidated this assumption (Molz and Remson, 1971; Reicosky et al., 1972; Nimah and Hanks, 1973a,b; Arya et al., 1975; Rice, 1975; Feddes et al., 1976; Herkelrath et al., 1977a; Rasiah and Kohl, 1989; Rasiah et al., 1992; Schmidhalter et al., 1994). These authors found that the zone of maximum uptake is related to the soil unsaturated hydraulic conductivity (Reicosky et al., 1972), the soil water content, the atmospheric demand, the rooting depth (Feddes et al., 1976), the zone of active roots combined with water availability (Rasiah and Kohl, 1989; Schmidhalter et al., 1994), the soil hydraulic head and radial and longitudinal resistance to water flow within the root tissue (Arya et al., 1975) and a complex combination of soil water content, hydraulic conductivity, root depth and time (Nimah and Hanks, 1973a,b). Experiments with a water-table situated below the root zone showed that an important part of the RWU came from upward flow from the water-table (Nimah and Hanks, 1973a,b; Torres and Hanks, 1989; Schmidhalter et al., 1994). Reicosky et al. (1972) found that in the presence of a water-table, a small portion of the roots near the capillary fringe absorbed most of the water.

These issues are of importance in the Gharb plain in Morocco where the present work find its origin. In that irrigated area, many farmers have abandoned the traditional sugarbeet and have moved toward sugarcane which seems to provide rather high yields even in humid conditions. Regarding sugarcane, many studies have been conducted on the effect of shallow water-table on yield (Juang and Uehara, 1971; Gosnell, 1973; Pitts et al., 1993; Obreza et al., 1998). Varieties seem to respond differently to soil water excess. Some authors tested constant water-table below soil surface to determine the optimal depth for crop development. They found different optimal depths to water-table depending on soil type and on sugarcane variety. Other authors worked with different varieties to compare their yields at a given depth to water-table (LeCroy and Orsenigo, 1964; Escolar et al., 1971; Escolar and Allison, 1976; Gascho and Shih, 1979; Sukhchain and Saini, 1998). They all observed that yields were affected differently depending on the crop variety.

Effects of waterlogging on the transpiration of sugarcane have not been extensively studied. Gupta and Yadav (1997) followed the transpiration of sugarcane (Co 1148 variety), in India, in nine lysimeters where the water-table was maintained at 20, 40 and 60 cm below the soil surface. Evapotranspiration rate was determined by the water balance of each lysimeter over 2 years. During summer months (April–September), depth to water-table of 20 cm provided the highest evapotranspiration and the one with the 60 cm depth, the lowest. This trend totally reversed from October till the end of the crop. On the whole the water use efficiency was the highest for the sugarcane variety with the water-table at 60 cm below the soil surface. Webster and Eavis (1971) flooded sugarcanes (variety B 49119) for 1, 4, 14 and 30 days, 1 month and 3 months after planting. For flooding less than 21 days, transpiration was the same for flooded and control plots. However, for longer flooding duration, transpiration was reduced for flooded sugarcanes.

In this paper, the most common sugarcane variety in the Gharb plain (CP 66-345 variety) is studied. Canal Point station (Florida, USA) selected this variety from a cross of CP 48-103 and CP 52-11 but has no idea about its resistance to waterlogging (Miller, personal communication, 1999). The objectives of this study were to determine the effect of the depth to water-table on transpiration of CP 66-345 variety, with water-table in the root profile and to test the suitability of the α- and h_r-models to predict the pattern of RWU in the presence of a water-table in the root profile.

2. Materials and methods

2.1. Experimental procedure

A lysimeter was constructed from Plexiglas. One side was transparent for observation of the roots. The dimensions were 0.6 m × 0.6 m × 0.8 m deep (Fig. 1). This lysimeter was filled to 0.75 m with a loamy silt material at a bulk density of 1.3 g cm^{-3}. This soil material was placed on a screen installed 0.1 m above the bottom of the lysimeter in order to impose a uniform pressure at the bottom of the soil column. A flexible pipe connected the bottom of the lysimeter with a Mariotte bottle to control the water-table elevation in the lysimeter.

A cutting of a Moroccan sugarcane (variety CP 66-345) was planted in the lysimeter at the beginning of the experiment. Four sodium iodide lamps were placed above the sugarcane and were automatically turned on 10 h per day. The sugarcane was grown for 6

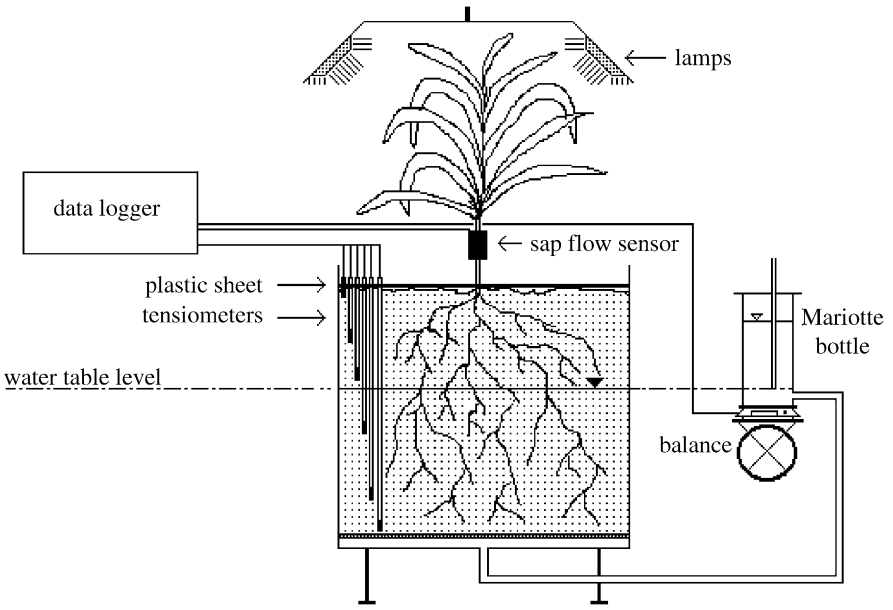


Fig. 1. Layout of the experimental set-up.

months with a water-table maintained at a depth of 0.7 m approximately. Irrigation was applied daily to the surface with a Hoagland nutritive solution during that period. When the water-table was in the root zone, the Hoagland nutritive solution was introduced directly in the Mariotte bottle which was weighed automatically every h.

After 6 months of development, three shoots that were more than 3 m high were kept while the others were cut. The energy balance method developed by Sakuratani (1981) was used to determine the sap flow of the sugarcane. Dynamax sensors (van Bavel and van Bavel, 1990) were installed at the bottom of each of the three stems. The method assumes that the sap flow has reached a steady state and requires a constant energy input. In these conditions, the sap flow which corresponds to the convective heat transport can be deduced from the other terms of the energy balance: total energy input, conductive fluxes through the stem in longitudinal direction and through the gauge body in axial direction. The latter is proportional to the thermal conductivity of the gauge which determination requires nil-flux condition in the stem of the sugarcane. Such condition was assumed to be achieved at the end of the night, just before the turning on of the lights (van Bavel and van Bavel, 1990). Weighing of the Mariotte bottle allowed to validate the sap flows measured by the sensors.

RWU was assumed to be equal to the measured sap flow. It was assumed that all the water absorbed by roots was lost by transpiration and not stored in the plant. Data were collected every 15 min on a Campbell CR10X data-logger. Evaporation losses from the soil surface were prevented by a plastic sheet cover.

During the experiment, the water-table was successively maintained at 0.45, 0.20 and 0.05 m from the soil surface for 21, 31 and 24 days, respectively (Table 1). During part of the experiment with the water-table at 0.20 and at 0.05 m below the soil surface, deoxygenated water was used in the Mariotte bottle. Oxygen concentration in the water was about 5 mg l^{-1} and decreased to less than 2 mg l^{-1} when deoxygenated.

Soil water pressure heads were measured by six tensiometers installed at 0.1, 0.2, 0.3, 0.4, 0.55 and 0.7 m below soil surface at 0.15 m from the sugarcane stalks. Data were collected automatically by a data-logger at 30 min intervals.

Temperatures were recorded every 15 min at four depths in the soil (0.1, 0.3, 0.45 and 0.7 m), at the soil surface and at 1.1 and 2.3 m in the sugarcane vicinity.

The root density profile measurement was analysed after the experiment by destroying the soil column. A two-dimensional root density profile was determined; density was measured by horizons and also according to the radial distance from the stem (Fig. 2). For

Table 1
Root density in the water-table during each experiment and duration of the experiment

Depth to water-table (m)	Root fraction in the water-table (%)	Duration (days)	Day after planting (days)
0.45	10	21	185
0.20	30	22	206
0.20[a]	30	9	228
0.05[a]	≈100	24	236

[a] Deoxygenated water.

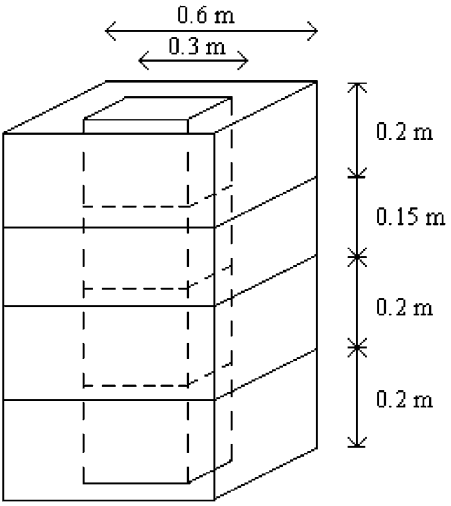


Fig. 2. Root density compartments utilised.

this purpose, the soil was sifted with a 2 mm sieve. The roots were weighed and their fresh weight was divided by the volume of each compartment (Table 2).

2.2. Soil hydraulic properties

Soil hydraulic properties have been determined after the sugarcane was cut. To measure the saturated hydraulic conductivity (K_{sat}), a steady state downward flow was created in saturated conditions; K_{sat} is equal to 3.6E−7 m s^{-1} at 20 °C. To determine the unsaturated hydraulic conductivity, a steady evaporation demand was applied to the bare soil surface. The water-table was maintained at the bottom of the lysimeter by the Mariotte bottle. Once a steady upward capillary flow (9.3E−7 m s^{-1}) was obtained, the corresponding flow rate and the pressure head profile were measured and used to solve the generalised Darcy's law:

$$\int_0^z \mathrm{d}z = \int_0^{h_z} \frac{K(h)}{K(h) + q_{rc}} \mathrm{d}h \tag{1}$$

where $K(h)$ is the unsaturated hydraulic conductivity (m s^{-1}), h the soil water pressure head (m), z the elevation above the bottom of the column (m), h_z the pressure head at height z (m) and q_{rc} is the steady state capillary rise (m s^{-1}).

Table 2
Root densities for different depths and compartments

Depth (m)	Root density (g dm^{-3}; central part)	Root density (g dm^{-3}; external part)
0–0.2	7.12	2.6
0.2–0.35	0.95	1.76
0.35–0.55	0.23	0.77
0.55–0.75	0.06	0.47

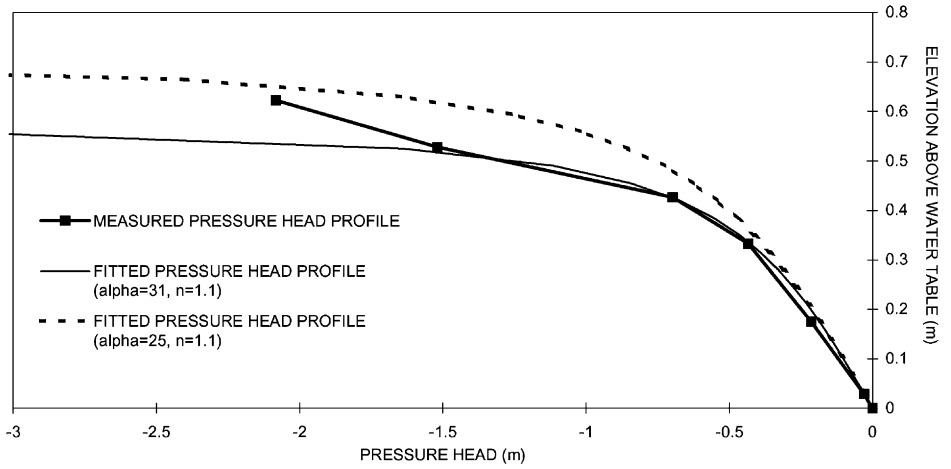


Fig. 3. Measured and fitted steady state pressure head profiles.

Eq. (1), in which the unknown is the pressure head (h_z), was solved for all elevations (z) where pressure heads are measured. The analytical (van Genuchten, 1980) expression was chosen to describe the unsaturated hydraulic conductivity–water pressure head relationship:

$$K(h) = K_{\text{sat}} \frac{[1 - (\alpha|h|)^{n-1}(1 + (\alpha|h|)^n)^{-m}]^2}{[1 + (\alpha|h|)^n]^{m/2}} \tag{2}$$

where K_{sat} is the saturated hydraulic conductivity of the soil (m s^{-1}), α (in m^{-1}), n and m are shape factors; the latter is taken equal to $1-(1/n)$. Parameters α and n were optimised to visually obtained the best fit between the experimental and the calculated pressure head profile (Fig. 3). Two sets of parameters were chosen; the best fit (hereafter, referred to as average $K(h)$) was obtained with $\alpha = 31\ m^{-1}$ and $n = 1,\ 1$ (Fig. 4). With this adjustment, a discrepancy is, however, observed near the soil surface. A second set was determined to take account of the tensiometer at the soil surface (hereafter, referred to as extreme $K(h)$); this provided $\alpha = 25\ m^{-1}$ and $n = 1,\ 1$ (Fig. 4). The two sets provided envelope of $K(h)$ curves which were used to test the sensitivity of the results to hydraulic properties.

The water content pressure head relationship was expressed using a van Genuchten (1980) expression with the same parameters α and n as for the unsaturated hydraulic conductivity:

$$\theta(|h|) = \theta_{\text{res}} + (\theta_{\text{sat}} - \theta_{\text{res}})(1 + (\alpha|h|)^n)^{-m} \tag{3}$$

where $\theta(|h|)$ is the soil water content at pressure head h, θ_{res} the residual soil water content and θ_{sat} is the saturated soil water content. The saturated and residual soil water contents were determined by weighing and drying soil samples. We obtained $\theta_{\text{sat}} = 0.35$ ($m^3\ m^{-3}$) and $\theta_{\text{res}} = 0.08$ ($m^3\ m^{-3}$).

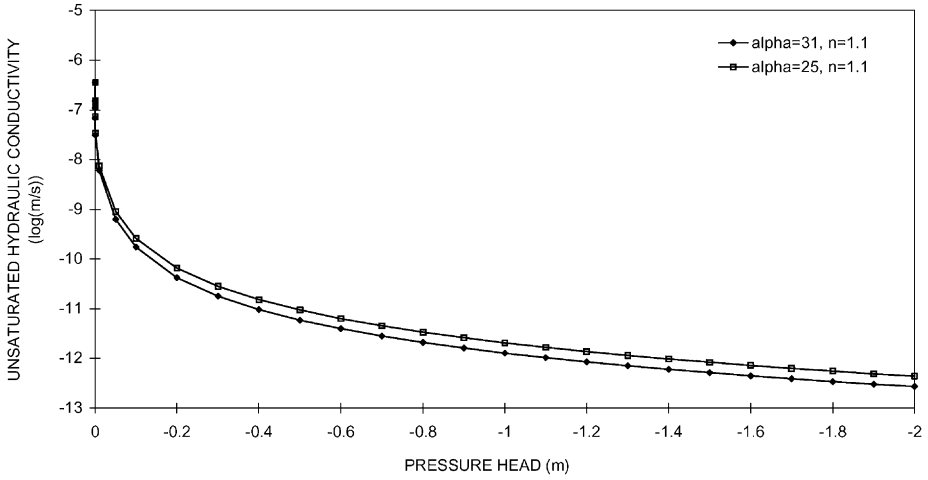


Fig. 4. Envelope relationships of unsaturated hydraulic conductivity vs. pressure head.

2.3. Models presentation

To simulate water flow and water uptake in our lysimeter, two numerical models were used: HYDRUS-2D (Simunek et al., 1996) and Interactive Computing System (SIC, Breitkopf and Touzot, 1992) which has been developed at the Université Technologique de Compiègne. They both solve the Richards equation by the finite element method. The Richards equation describes the water flow in an isothermal variably saturated soil:

$$C(h)\frac{\partial h}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x}\left[K(h)\frac{\partial h}{\partial x}\right] + \frac{\partial}{\partial z}\left[K(h)\frac{\partial h}{\partial z}\right] + \frac{\partial K(h)}{\partial z} - S \tag{4}$$

where x and z are the horizontal and vertical co-ordinates (m), respectively, $C(h)$ is the specific moisture capacity (m^{-1}), and S is a sink term (m^3 of water m^{-3} of soil s^{-1}) representing the RWU.

2.3.1. α-Model

The RWU function used in HYDRUS-2D was the α-model defined by Feddes et al. (1978a):

$$S = \alpha(h(x,z,t)) \times S_{\max} \tag{5}$$

where $S_{\max}$ is the maximum RWU rate (s^{-1}); α a dimensionless variable function of soil water pressure head and characterised by four parameters (Fig. 5). Above the anaerobiosis point h_1 and below the wilting point h_4, the RWU is nil and between h_2 and h_3 it is maximum and constant. Reduction of RWU close to soil saturation and below the wilting point is caused by reduction of oxygen availability and unsaturated hydraulic conductivity, respectively. Accurate parameters for the α-function are difficult to determine. Feddes et al. (1976) assume a value of -0.5 m for h_1. Value of h_3 varies with the evaporative demand of the atmosphere (Feddes et al., 1978b, 1988) when the

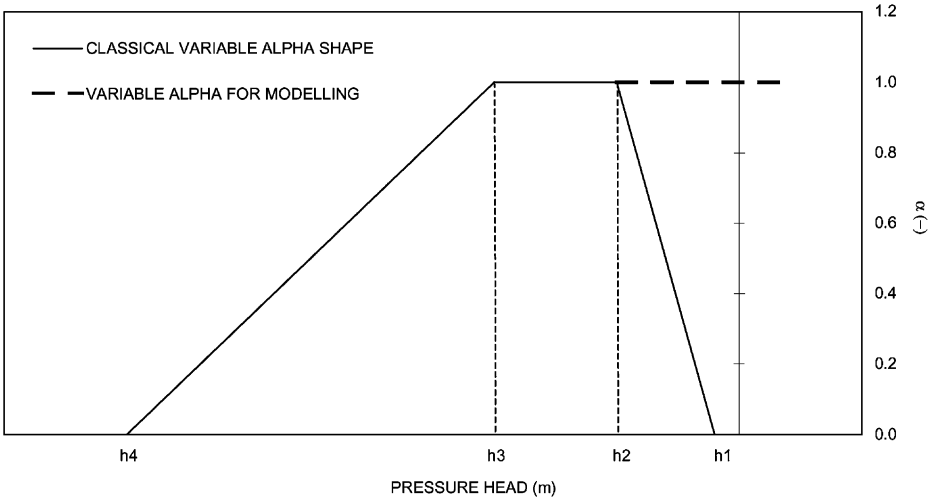


Fig. 5. Classical shape of the dimensionless α-function and shape used in this work.

evaporative demand is high, a drop in RWU generally appears at higher pressure values than when the demand is weak. Feddes et al. (1988) gave values of h_3 between −5 and −10 m (Homaee, 1999) and between −8 and −10 m. The wilting point (h_4) varies between −100 and −200 m but the mean value −150 m is usually used. No h_2 values were found in the literature.

The maximum RWU rate depends on the potential transpiration rate (TP) and it is assumed to be proportional to the function $\rho(r, z)$ which describes the spatial distribution of the maximum RWU rate over the domain (m^{-2}). In our modelling we assumed that the spatial distribution of the maximum RWU rate is proportional to the active root density distribution:

$$S_{\max}(t) = \rho(x, z) \times L_t \times \mathrm{TP}(t) \tag{6}$$

where TP is the potential transpiration rate ($m\ s^{-1}$) and L_t the width of the soil surface associated with the transpiration process:

$$\rho(x, z) = \frac{\rho'(x, z)}{\int_{\Omega_R} \rho'(x, z)\, d\Omega} \tag{7}$$

where $\rho'(r, z)$ is an arbitrarily prescribed distribution function and Ω is the area of the domain (m^2). This normalisation of the root density ensures that the integration of $\rho(r, z)$ over the domain is equal to unity and that integration of $S(h, t)$ is less than or equal to TP.

Root density and α-function are the two factors taken into account in the α-model. The α-function weights the RWU according to the water content in the soil. The root density weights the RWU according to the density of active roots and also allows the repartition of water uptake in the soil. In addition to these two factors, the unsaturated hydraulic conductivity, which allows the water to flow more or less easily through the soil from the

zone of high water content to the ones drier, affects the water distribution; this conductivity is not explicitly taken into account in the α-model.

2.3.2. h_r-Model

The sink term integrated in SIC is the h_r-model which explicitly uses the $K(h)$ function, contrary to the α-model in which $K(h)$ is not taken into account. This model has been proposed by Whisler and Millington (1968) and Feddes et al. (1974) in the following form:

$$S(x,z) = (h(x,z,t) - h_r(x,t))\rho(x,z)K(h) \tag{8}$$

where h_r is the root water pressure head (m). The variable h_r is dependent on plant (ρ), climatic (TP) and soil conditions (h). At each time step, h_r is adjusted in order to minimise the difference between the climatic demand (TP) and the RWU. In case of water deficit, a minimum value of the root water pressure (h_{lim}) is prescribed generally equal to the wilting potential ($h_{lim} = -150$ m). When this value is reached, the RWU is lower than the potential TP. Root density in the h_r-model is determined in the same way as in the α-model (Eq. (7)).

First conclusions on the pattern of RWU can be deduced from an analysis of the two RWU models. One can suppose that a higher quantity of root water removed from the saturated zone will be predicted by the h_r-model than by the α-model. This is due to the weight of the unsaturated hydraulic conductivity parameter in the h_r-model, which reduces the contribution of the unsaturated zone to RWU. In the α-model, if no water stress occurs, the only way to generate differences of RWU between zones is to change the root density parameter.

3. Results and discussion

3.1. Transpiration rates

The beginning and the stopping of the sap flow for each day corresponded with the turning on and off of the lamps, respectively (Fig. 6). Air temperature evolution was also greatly dependent on the lamp operation.

No RWU reduction was observed throughout the experiment, even when the roots were almost totally submerged or with the use of deoxygenated water (Fig. 7). Sugarcane absorbed water without being affected by waterlogging even for 55 days with the water-table at 0.2 m from the soil surface or less.

RWU of this variety of sugarcane is not affected by the presence of a water-table in its root profile. A field experiment was carried out in Morocco, with the same sugarcane variety used in the laboratory experimentation, on a subsurface drained system. Sap flows were measured for sugarcane located above the drain, where the water-table was about 1 m below the soil surface, and at the drain mid-spacing, where almost all the soil profile was saturated. The measured sap flows confirmed the laboratory results as they showed that water uptake was not reduced by the presence of the saturated soil conditions. Some adaptations might have occurred for the sugarcane to survive in these conditions. Negi et al. (1971) studied the development of root systems of seven sugarcane varieties cultivated in India. He showed that

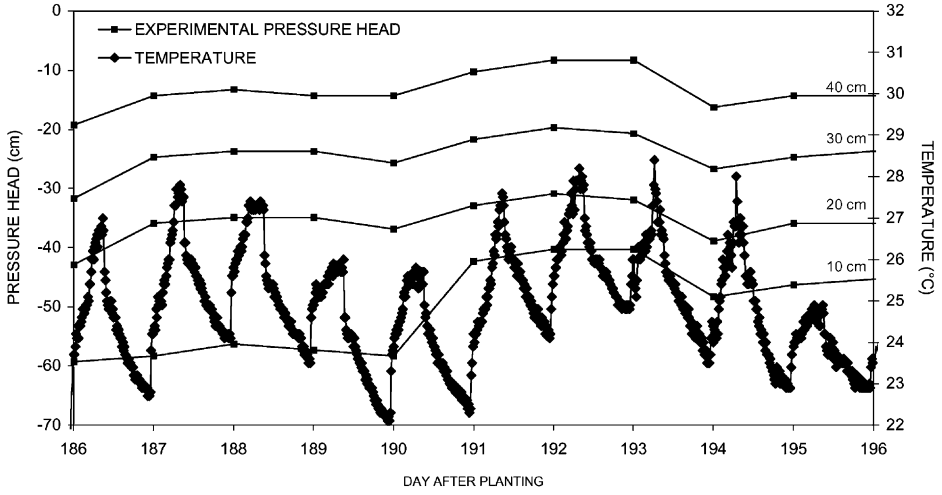


Fig. 6. Daily pressure heads and temperature measurements.

BO 3, a variety resistant to waterlogging conditions, had a fast initial development with a large number of roots but not very deep in comparison with other varieties. In our experiment, approximately 70% of the roots were within the top 0.2 m of the soil.

3.2. Root water uptake pattern

When part of the roots were located in the water-table, where was the water absorbed: in the unsaturated zone, in the water-table or both? Are the α- and h_r-models adapted to

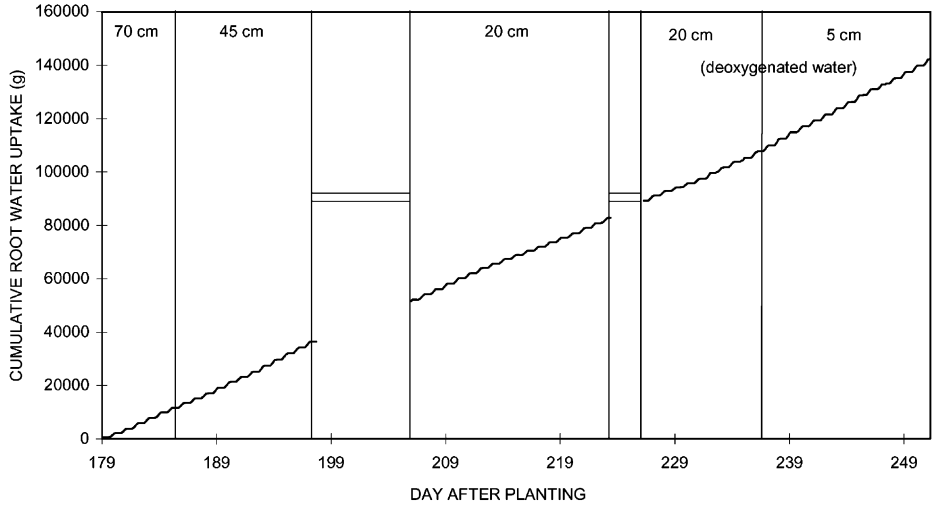


Fig. 7. Cumulative RWU during the experiment and corresponding depths to water-table: the horizontal parallel lines indicate missing data.

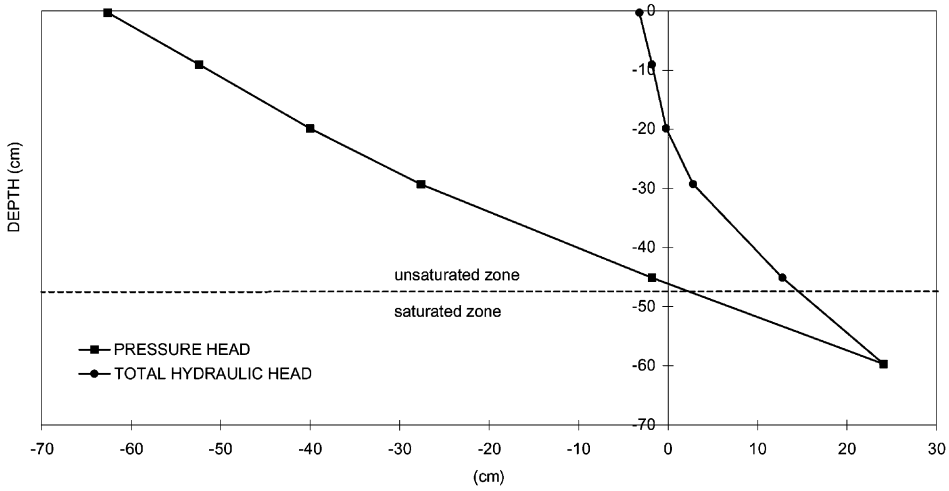


Fig. 8. Typical pressure head and total hydraulic head profiles observed with depth to water-table of 0.45 m at 8 h.

saturated soil conditions? Is it necessary to reduce or to stop RWU in the water-table in both models to properly predict RWU pattern?

To predict the RWU pattern, special attention was given to the intermediate situation when the depth to the water-table is 0.45 m. Vertical flows (q) were calculated between different depths from measured pressure heads. Average total hydraulic head gradients (ΔH) from 4 to15 June 1998 were used and unsaturated hydraulic conductivities were calculated from average pressure head between two tensiometers. Results indicated upward flow in the unsaturated as well as in the saturated part of the soil (Fig. 8 and Table 3). However, above 0.55 m depth, fluxes were negligible compared to the fluxes between 0.55 and 0.70 m deep. This means that the roots took water at the bottom of the soil and then absorbed water in the waterlogged zone.

Different two-dimensional simulations were carried out to assess the suitability of the α- and h_r-models in the presence of a water-table in the root profile and to determine the RWU pattern. The use of different root density profiles for each model gave us important information about the way each model functions.

Simulation conditions were the same for the two models and are presented in following sections.

Table 3
Total hydraulic heads (ΔH), unsaturated hydraulic conductivity ($K(h)$) and flows (q) between different depths

	Gradient depths (m)				
	0.7–0.55	0.55–0.4	0.4–0.3	0.3–0.2	0.2–0.1
ΔH (m m^{-1})	−0.25	−0.52	−0.25	−0.19	−0.53
$K(h)$ (m s^{-1})	3.59E−7	3.02E−10	2.56E−11	1.11E−11	5.76E−12
q (m s^{-1})	8.80E−8	1.57E−10	6.47E−12	2.16E−12	3.02E−12

The flow domain was a soil section located between the middle and the edge of the lysimeter. The mesh was rectangular with a node every 2 cm horizontally and 5 cm vertically.

At the bottom of the soil column, a Neumann condition was applied that corresponded to the Mariotte bottle flow. A nil-flux condition was applied on each vertical side of the domain and at the top. The nil-flux condition was justified at the top since a plastic sheet covered the soil surface and in the middle of the lysimeter since the root system was assumed axisymetric.

For the initial condition, the pressure head profile measured with a depth to water-table of 0.45 m was used. Potential TP measured with sap flow sensors every 15 min were used in both simulations. Simulations were carried out with the average $K(h)$ curve measured in the laboratory (Section 2.2). One simulation was obtained with the α-model with the extreme $K(h)$ curve. As both Mariotte bottle and sap flow measurements were not available throughout the experiment, average hourly data calculated with the available measures were used in the model (Fig. 9).

With these conditions, the pressure head profile in the soil was simulated for 12 days, from 4 to 15 June 1998. Daily pressure heads were used for comparison between the observed and predicted measures; these daily pressure heads were average values calculated from the hourly measures. Daily steady pressure heads were reached some hours after the water-table was risen to depth of 45 cm; variations of the observed daily pressure heads for a same depth were explained by temperature tendencies in the laboratory (Fig. 6).

3.2.1. α-Model

Different simulations were carried out to test the role of α-function, unsaturated hydraulic conductivity and root density profile (Table 4). The observed root density profile $\rho(z)$ as detailed in Eq. (7) was used in simulations 1 and 2.

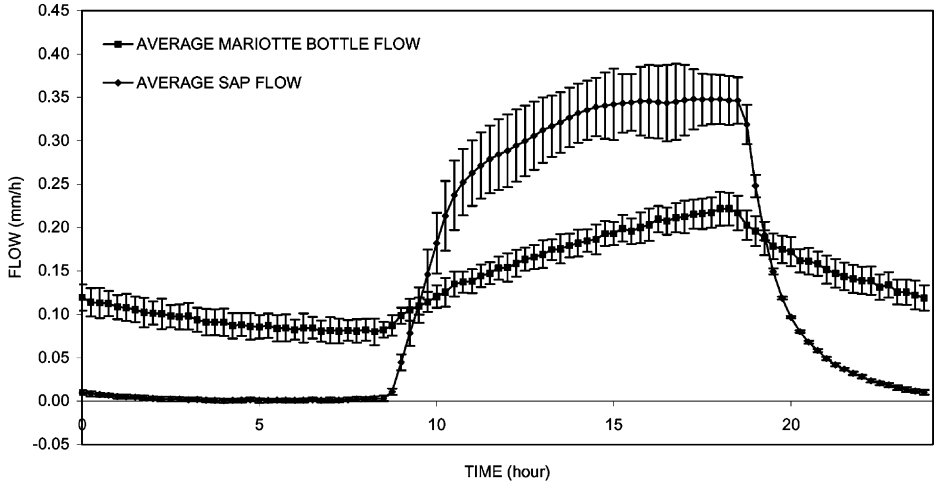


Fig. 9. Average Mariotte bottle and sap flows used in the model for boundary conditions.

Table 4
Conditions and results of simulations with water-table 45 cm below the soil surface

Number	$K(h)$	Root density distribution	Results
1	Average	Experimental	Drying of unsaturated zone — rise of the water-table (Fig. 10)
2	Extreme	Experimental	Drying of unsaturated zone — rise of the water-table
3	Average	Small root density in saturated zone and higher one in water-table	Drying of unsaturated zone — rise of the water-table
4	Average	Active roots only between 45 and 75 cm	Steady pressure heads
5	Average	Active roots only between 45 and 55 cm	Steady pressure heads equal to experimental values (Fig. 11)
6	Average	Active roots only between 40 and 50 cm	Drying of unsaturated zone — rise of the water-table
7	Average	Active roots only between 40 and 55 cm	Drying of unsaturated zone — rise of the water-table

Different α-functions were tested. In all simulations, h_3 was taken equal to -10 m and h_4 to -150 m; these parameters had no influence in our conditions since pressure heads were always above these values. However, parameters h_1 and h_2 were of great importance as they define the pattern of RWU close to saturation. Preliminary simulations with different slopes between h_1 and h_2 were tested with α nil in the saturated zone. Continuous drying of the unsaturated zone was always predicted in these conditions. Therefore, positive values were chosen for h_1 and h_2 (in practice, 3 and 5 m, respectively) (Fig. 5), a condition that was the most favourable to avoid drying of the unsaturated zone. In this condition, the model predicted water absorption in the saturated zone.

The simulated pressure heads showed a drying of the first 0.2 m of the soil (Fig. 10); a pressure head of $-140{,}000$ cm was reached at 10 cm deep after 12 days. At soil depths greater than 0.2 m, the predicted pressure heads rose and resulted in a rise of the water-table (Table 4).

Simulation with the extreme $K(h)$ function was tested (Figs. 3 and 4) (simulation 2 in Table 4). Similar results to the average $K(h)$ were obtained, i.e. a rise of the water-table and drying of the unsaturated zone were obtained. Thus, whatever the hydraulic conductivity, rewetting of the unsaturated zone could not be achieved.

Root density distribution was modified to avoid drying of the unsaturated zone and, thus, locate the active roots (simulations 3–7 in Table 4). The best predictions were obtained with roots only in the water-table. When hourly predicted pressure heads were compared with hourly measured pressure heads, results were slightly better with roots between 0.45 and 0.55 m below the soil surface (Fig. 11) than elsewhere in the water-table (Table 4). Only the two simulations with roots in the water-table predicted steady pressure heads.

Simulations with the water-table 10 cm below the soil surface were made to validate the pattern uptake obtained with the water-table 0.45 m below the soil surface. Simulation with roots, only between 0.45 and 0.55 m, showed that these roots were not the only ones active with the water-table close to the soil surface. However, it was not possible to test if all the roots in the water-table were active. With this high water-table only a 0.1 m high

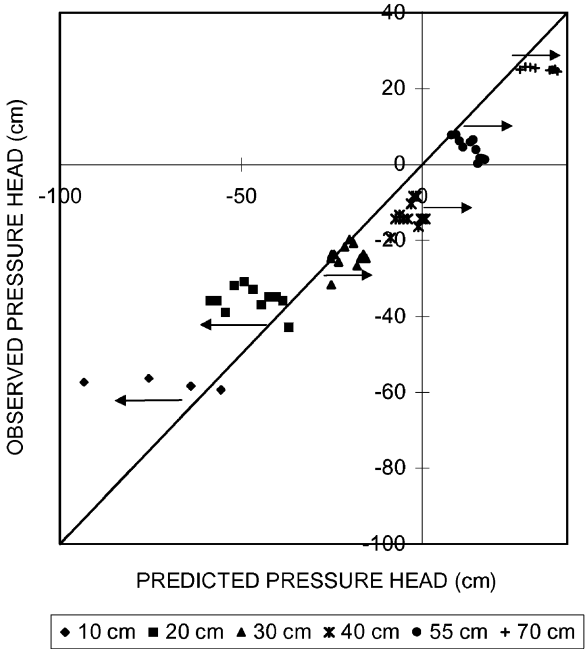


Fig. 10. Predicted vs. observed daily pressure heads with measured root density profile (simulation 1 in Table 4): arrow (→) indicates time evolution.

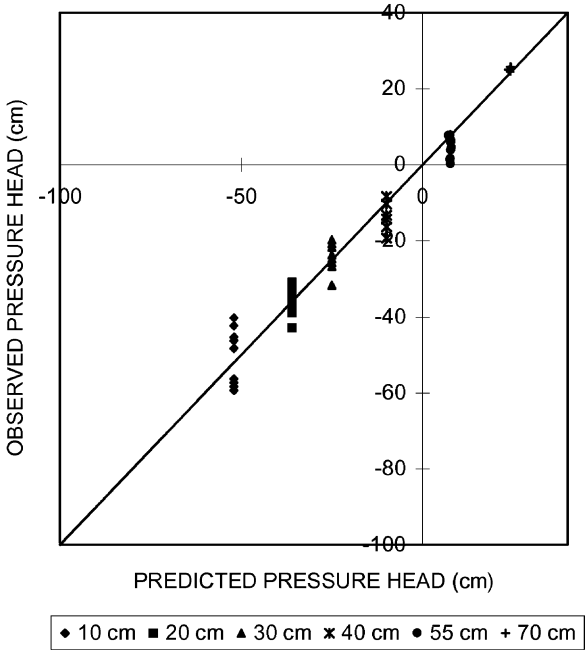


Fig. 11. Predicted vs. observed daily pressure heads with active roots in top 10 cm of the water-table (simulation 5 in Table 4).

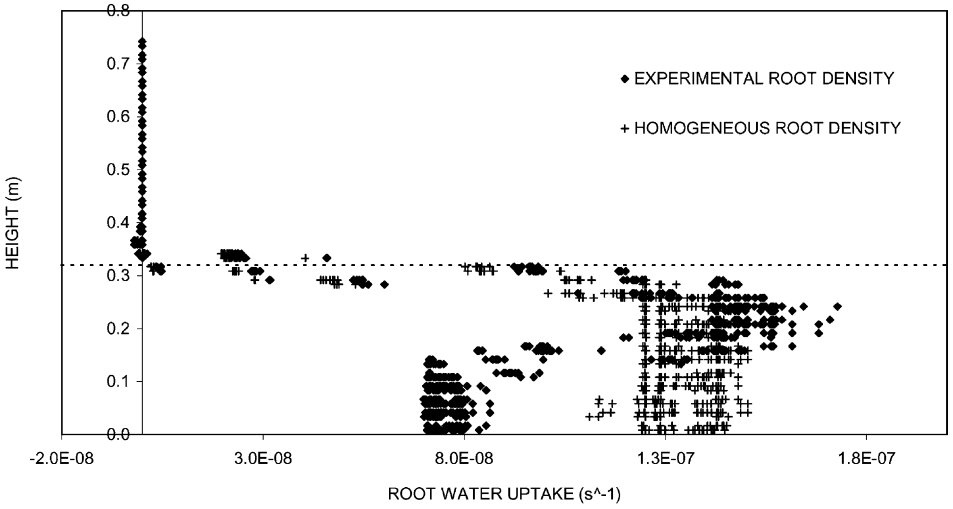


Fig. 12. Distribution of the RWU over the height of the lysimeter for experimental and homogeneous root density at each node of the mesh: the horizontal dashed line indicates the height of the water-table.

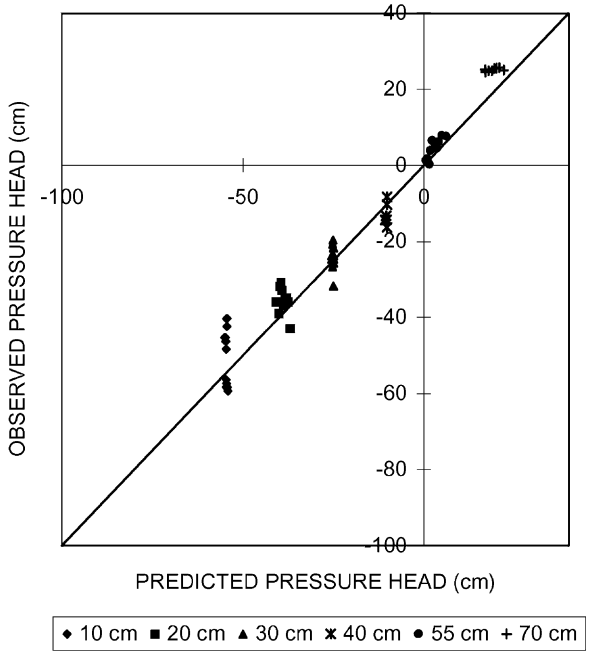


Fig. 13. Predicted vs. observed daily pressure heads with experimental root density distribution.

unsaturated zone was present and a rise of the water-table with drying of the top of the unsaturated zone was not predicted.

3.2.2. h_r-Model

In saturated conditions, the RWU was calculated with a constant pore water pressure $h = 0$ inside the water-table to avoid an increase of RWU from the top of the water-table to its bottom for the same root density. Different root density distributions were used for the simulations: (1) homogeneous density, (2) density variable only in the vertical dimension, and (3) actual experimental density, variable in both horizontal and vertical dimensions horizontally and vertically variable.

Whatever the root density profile, RWU with the h_r-model were mostly located in the water-table (Fig. 12). With an homogeneous root density, water uptake was constant in the water-table but with experimental root density, water uptake was greater in the upper part of the water-table due to a higher root density.

Root density distribution had little influence on the evolution of the pressure head profiles. The h_r-model with experimental root density distribution provided good prediction of the daily pressure heads (Fig. 13); little differences of the predicted pressure heads were observed with homogeneous and vertically variable root density distributions; excellent predictions were obtained with the experimental root density data.

4. Conclusion

RWU of CP 66-345 sugarcane variety was not affected by the presence of a water-table in the root profile. A field experiment carried out in Morocco, with the same sugarcane variety used in the laboratory experimentation, was in agreement with this result as it demonstrated that water uptake was not reduced by the presence of saturated soil conditions. Water in the saturated zone was more easily available for plants and water uptake requires less energy in that zone than in the unsaturated zone. Active roots located in water-table absorbed O_2 or adapted their system for the anaerobic conditions.

The two models showed that RWU was mainly located in the water-table and even in the upper part of the water-table. To obtain valid results with the α-model, the parameters of the α-function and the root density distribution had to be modified. With the presence of a water-table in the CP 66-345 sugarcane variety root profile, the α-model predicted the observed pattern of RWU only if (1) α-function was adjusted so that no reduction of water uptake occurred when soil was saturated and (2) active roots were located only in the water-table by adjustment of root density distribution. As in the α-model, water uptake reduction because of unsaturated hydraulic conductivity reduction is not explicitly considered, the root density distribution has an important weight in this model. This weight is particularly important in our case because unsaturated hydraulic conductivity sharply decreases in a small distance just above the water-table.

With the h_r-model, the experimental root density could be used without modification since this model takes the soil hydraulic conductivity into account. A higher root density in the unsaturated zone, near the soil surface, than in the water-table did not compensate the reduction of the unsaturated hydraulic conductivity so that, in agreement with the

experimental results, no significant water uptake was predicted in this zone and water was mainly absorbed inside the water-table.

Contrary to the results of Alaerts et al. (1985), we conclude that h_r-model can be well suited to waterlogged conditions provided RWU occurs mostly inside the water-table. To obtain good results with the α-model, the distribution of water uptake has to be a priori known to adjust the distribution of active roots in the profile. The α-model might be more adapted to predict water uptake distribution for plants sensitive to waterlogged conditions. In that case, an additional condition should be imposed in the h_r-model to avoid water uptake in the water-table. Adaptations to waterlogged conditions largely depend on plant species and varieties (Veen, 1988). It seems, therefore, that there is no unique model describing water uptake patterns in waterlogged conditions.

References

Alaerts, M., Badji, M., Feyen, J., 1985. Comparing the performance of root water uptake models. Soil Sci. 139 (4), 289–296.

Allmaras, R.R., Nelson, W.W., Voorhees, W.B., 1975. Soybean and corn rooting in Southwestern Minnesota. II. Root distributions and related water inflow. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 39 (4), 771–777.

Arya, L.M., Blake, G.R., Farrell, D.A., 1975. A field study of soil water depletion patterns in presence of growing soybean roots. III. Rooting characteristics and root extraction of soil water. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 39, 437–444.

Bariac, T., Gonzalez-Dunia, J., Richard, P., Brisson, N., Katerji, N., Béthenod, O., Bertolini, J.-M., 1994. Evapotranspiration réelle et bilans isotopiques de l'eau dans la continuum sol-plante-atmosphère. In: INRA (Ed.)., Séminauire Ecosystème et changements globaux, Dourdan, Dossier de l'Environnemtn de l'INRA No. 8, pp. 9–29.

Belgrand, M., 1983. Comportement de jeunes plants feuillus (chêne pédonculé, chêne rouge, chêne sessile et hêtre) sur substrat ennoyé. Adaptations racinaires. Application à la mise en valeur forestière des pseudogley. Thesis, Institut National Agronomique Paris-Grignon, Paris, 188 pp.

Breitkopf, P., Touzot, G., 1992. Architecture des logiciels et langages de modélisation. Rev. Eur. des éléments finis 1 (3), 333–368.

Drew, M.C., 1983. Plant injury and adaptation to oxygen deficiency in the root environment: a review. Plant and Soil 75, 179–799.

Escolar, R.P., Allison, W.F., 1976. Effect of water-table depth on the yield of seven sugarcane varieties in Puerto Rico. J. Agric. Univ. Puerto Rico 60, 228–237.

Escolar, R.P., Allison, W.F., Juarez, J.J., 1971. The effect of water-table depth on the yield of sugarcane. In: Henderson, M.T. (Ed.), Proceedings of the Conference of 14th Congress on International Society of Sugarcane Technologists. The Executive Committee of the ISSCT, New Orleans, Louisiana, pp. 722–726.

Feddes, R.A., Bresler, E., Neuman, S.P., 1974. Field test of a modified numerical model for water uptake by root systems. Water Resource Res. 10 (6), 1199–1206.

Feddes, R.A., Kowalik, P., Kolinska-Malinka, K., Zaradny, H., 1976. Simulation of field water uptake by plants using a soil water dependent root extraction function. J. Hydrol. 31, 13–26.

Feddes, R.A., Kowalik, P.J., Zaradny, H., 1978a. Basics of water flow in unsaturated soils. In: Monograph, S. (Ed.), Simulation of Field Water Use and Crop Yield. Pudoc, Wageningen, pp. 9–41.

Feddes, R.A., Kowalik, P.J., Zaradny, H., 1978b. Simulation of Field Water Use and Crop Yield. Pudoc, Wageningen, 189 pp.

Feddes, R.A., Kabat, P., van Bakel, P.J.T., Bronswijk, J.J.B., Halbertsma, J., 1988. Modelling soil water dynamics in the unsaturated zone — state of the art. J. Hydrol. 100, 69–111.

Gardner, W.R., 1960. Dynamic aspects of water availability to plants. Soil Sci. 89 (2), 63–73.

Gascho, G.J., Shih, S.F., 1979. Varietal response of sugarcane to water-table depth. 1. Lysimeter performance and plant response. In: Proceedings of the 38th Soil Crop Science Society of Florida. Florida, 1979, pp. 23–27.

Gosnell, J.M., 1973. Some effects of a water-table level on the growth of sugar cane. Int. Sugar J. 75, 135–139.

Gupta, R., Yadav, R.L., 1997. Effect of water-table depths on evapotranspiration, water use efficiency, yield and quality of sugarcane. Bharatiya Sugar 9, 21–31.

Herkelrath, W.N., Miller, E.E., Gardner, W.R., 1977a. Water uptake by plants. I. Divided root experiments. Soil Sci. Soc. Am. J. 41, 1033–1038.

Herkelrath, W.N., Miller, E.E., Gardner, W.R., 1977b. Water uptake by plants. II. The root contact model. Soil Sci. Soc. Am. J. 41, 1039–1043.

Hillel, D., van Beek, C.G.E.M., Talpaz, H., 1975. A microscopic-scale model of soil water uptake and salt movement to plant roots. Soil Sci. 120 (5), 385–399.

Hillel, D., Talpaz, H., van Keulen, H., 1976. A macroscopic-scale model of water uptake by a non-uniform root system and of water and salt movement in the soil profile. Soil Sci. 121 (4), 242–255.

Homaee, M., 1999. Root Water Uptake Under Non-uniform Transient Salinity and Water Stress. Thesis, Wageningen Agricultural University, Wageningen, 173 pp.

Hoogland, J.C., Belmans, C., 1981. Root water uptake model depending on soil water pressure head and maximum extraction rate. Acta Hortic. 119, 123–136.

Juang, T.C., Uehara, G., 1971. Effects of ground water-table and soil compaction on nutrient element uptake and growth of sugarcane. In: Henderson, M.T. (Ed.), Proceedings of the Conference of 14th Congress on International Society of Sugarcane Technologists. The Executive Committee of the ISSCT, New Orleans, Louisiana, pp. 679–687.

Lafolie, F., Bruckler, L., Tardieu, F., 1991. Modelling root water potential and soil-root water transport. I. Model presentation. Soil Sci. Soc. Am. J. 55, 1203–1212.

LeCroy, W.C., Orsenigo, J.R., 1964. Sugarcane culture in the Florida Everglades. Soil Crop Sci. Fla. Proc. 24, 436–440.

Lösch, R., 1993. Plant water relations. Prog. Bot. 54, 102–133.

Molz, F.J., Remson, I., 1970a. Extraction term models of soil moisture use by plants. Water Resource Res. 6, 1346–1356.

Molz, F.J., Remson, I., 1970b. Extraction term models of soil moisture use by transpiring plants. Water Resource Res. 6 (5), 1346–1356.

Molz, F.J., Remson, I., 1971. Application of an extraction-term model to the study of moisture flow to plant roots. Agron. J. 63, 72–77.

Negi, O.P., Naithani, S.P., Podar, S., 1971. Root studies of outstanding sugarcane varieties of Bihar, India. In: Henderson, M.T. (Ed.), Proceedings of the Conference of 14th Congress on International Society of Sugarcane Technologists. The Executive Committee of the ISSCT, New Orleans, Louisiana, pp. 733–738.

Nimah, M.N., Hanks, R.J., 1973a. Model for estimating soil water, plant and atmosphere interrelations. I. Description and sensitivity. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 37, 522–527.

Nimah, M.N., Hanks, R.J., 1973b. Model for estimating soil water, plant and atmosphere interrelations. II. Field test of model. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 37, 528–532.

Novak, V., 1994. Water uptake of maize roots under conditions of non-limiting soil water content. Soil Tech. 7, 37–45.

Obreza, T.A., Anderson, D.L., Pitts, D.J., 1998. Water and nitrogen management of sugarcane grown on sandy, high water-table soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 62 (4), 992–999.

Pitts, D.J., Tsai, Y.J., Myhre, D.L., Anderson, D.L., Shih, S.F., 1993. Influence of water-table depth on sugarcane grown in sandy soils in Florida. Trans. ASAE 36 (3), 777–782.

Prasad, R., 1988. A linear root water uptake model. J. Hydrol. 99, 297–306.

Rasiah, V., Kohl, R.A., 1989. Soybean root water uptake in two soils. Agric. Water Manage. 15, 387–393.

Rasiah, V., Carlson, G.C., Lohl, R.A., 1992. Assessment of functions and parameter estimation methods in root water uptake simulation. Soil Sci. Soc. Am. J. 56 (4), 1267–1271.

Reicosky, D.C., Millington, R.J., Klute, A., Peters, D.B., 1972. Patterns of water uptake and root distribution of soybeans (*Glycine max.*) in the presence of a water-table. Agron. J. 64, 292–297.

Rice, R.C., 1975. Diurnal and seasonal soil water uptake and flux within a Bermudagrass root zone. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 39 (3), 394–398.

Rowse, H.R., Stone, A., Gerwitz, A., 1978. Simulation of the water distribution in soil. II. The model for cropped soil and its comparison with experiment. Plant and Soil 49, 534–550.

Sakuratani, T., 1981. A heat balance method for measuring water flux in the stem of intact plants. J. Agric. Meter. 37 (1), 9–17.

Schmidhalter, U., Selim, H.M., Oertli, J.J., 1994. Measuring and modelling root water uptake based on chloride discrimination in a silt loam soil affected by groundwater. Soil Sci. 158 (2), 97–105.

Simunek, J., Sejna, M., van Genuchten, M.T., 1996. HYDRUS-2D: Simulating Water Flow and Solute Transport in Two-dimensional Variably Saturated Media. International Ground Water Modelling Centre, Riverside, CA, 167 pp.

Soldatenkov, S.V., Chirkova, T.V., 1963. The role of leaves in the respiration of oxygen-deprived roots. Trans. Fiz. Rast. 10 (5), 452–458.

Sukhchain, Saini, A.K., 1998. Effect of waterlogging and high water-table on varietal performance in sugarcane. Sugarcane 1, 15–16.

Torres, J.S., Hanks, R.J., 1989. Modelling water-table contribution to crop evapotranspiration. Irrig. Sci. 10, 265–279.

van Bavel, M.G., van Bavel, C.H.M., 1990. Dynagage Installation and Operation Manual. Houston, TX, 80 pp.

van Bavel, C.H.M., Stirk, G.B., Brust, K.J., 1968. Hydraulic properties of a clay loam soil and the field measurement of water uptake by roots. I. Interpretation of water content and pressure profiles. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 32, 310–317.

van Genuchten, M.T., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 44, 892–898.

Veen, B.W., 1988. Influence of oxygen deficiency on growth and function of plant roots. Plant and Soil 111, 259–266.

Webster, P.W.D., Eavis, B.W., 1971. Effects of flooding on sugarcane growth. 1. Stage of growth and duration of flooding. In: Henderson, M.T. (Ed.), Proceedings of the Conference of 14th Congress on International Society of Sugarcane Technologists. The Executive Committee of the ISSCT, New Orleans, Louisiana, pp. 708–714.

Whisler, F.D., Millington, A.K.R.J., 1968. Analysis of steady-state evapotranspiration from a soil column. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 32, 167–174.

Williamson, R.E., Kriz, G.J., 1970. Response of agricultural crops to floodings, depth of water-table and soil gaseous composition. Trans. ASAE, 216–220.

Zook, D.M., Erwin, D.C., Stolzy, L.H., 1986. Anatomical, morphological, and physiological responses of alfalfa to flooding. Plant and Soil 96, 293–296.


Irrigation and Drainage Systems **16:** 89–110, 2002.
© 2002 *Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands.*

Drainage design in the Gharb plain in Morocco

S. BOUARFA[1], A. HAMMANI[2], A. DEBBARH[3], D. ZIMMER[1], A. TAKY[4], C. CHAUMONT[1], B. VINCENT[1] & M. ZERAOULI[4]
[1]*Cemagref, Drainage and Barrier Engineering Research Unit, Antony, France (e-mail: sami.bouarfa@cemagref.fr);* [2]*IAV HII, Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II, Rabat, Morocco;* [3]*ENAM, Ecole Nationale d'Agriculture de Meknès, Meknès, Morocco;* [4]*ORMVAG, Office de Mise en Valeur Agricole du Gharb, Kénitra, Morocco*

Accepted 9 January 2002

Abstract. The Gharb plain in Morocco faces both problems of excess winter rainfall and salinity hazards due to a shallow, permanent and saline groundwater. A large area of 80.000 ha out of a total planned area of 200.000 ha has been equipped with subsurface drains. This system has been designed without any local references and has encountered several maintenance problems, mainly caused by high drain depths.

A pilot experiment was installed to provide drainage design criteria appropriate to the local conditions. The main experimental results, based on water and salinity balance and on groundwater flow, are presented in this paper. They show that in the Gharb plain, drainage systems should be designed from winter drainage design criteria. This paper also emphasises that particular attention be paid to surface drainage, which removes about 40% of the excess water.

Key words: design, Morocco, salinity, subsurface drainage, surface drainage, waterlogging

Introduction

In the Gharb plain, the largest irrigated area in Morocco, agricultural production is affected by winter waterlogging caused by a combination of important rainfall depths (400–600 mm), flat topography and heavy clay soils. Since the end of the sixties, about 80.000 ha out of a total of 200.000 ha have been equipped with covered drains (Baqri et al. 1998; Taky et al. 2001). The drainage system has been designed to combat waterlogging and to prevent secondary salinisation from shallow (1–3 in deep) and saline (10 g/l of dissolved salts) groundwater. To reduce the risk associated with upward capillary fluxes, a rather deep drainage system (drainpipes at 1.6 in below surface on average) has been recommended. Due to the topography of the plain, this depth has induced important maintenance problems.

A pilot experiment was installed to assess whether a shallower drainage system could be an efficient alternative in the conditions of the Gharb plain.

More generally, the experiment was aimed at providing drainage design criteria appropriate to the local conditions. In particular should drainage be designed firstly to control winter waterlogging or secondary salinisation? How could these two objectives be combined in a single drainage system? This concern is the same in several areas of the world which face contrasting seasons inducing the two types of problems encountered in the Gharb plain. It is in particular the case for regions with monsoon climate conditions, encountered for instance in India or China (RAJAD 1995).

The above questions are crucial for drainage design; they determine the periods of drainage to be considered and the consequences on drainflow rate (rainfall intensity or leaching fraction), on the type of drainage technique, the respective intensities of surface and subsurface drainage and on the design criteria. In irrigated areas with pronounced wet and dry seasons (which is the case in the Gharb plain), it could be possible to restrict the drainage to the wet season only if the salts removal during this period is sufficient to maintain a favourable salt balance, even though some resalinization may take place during the dry season. Therefore, in such conditions, salinity control could primarily be based on the discharge effect rather than on a lowering of the water-table (Oosterbaan 1994; Zimmer 2001). Moreover, the classic criterion of critical depth, considered to be the required depth of water-table for salinity control in order to avoid any upward capillary flux, has been established in cases that do not represent the situation of drainage functioning during irrigation periods (Van Horn 1979). During such periods, a net downward percolation of water flows and capillary conditions no longer exists in the soil surface. Installation of deep drainage systems may even negatively affect the irrigation efficiency, preventing the crop from profiting from the capillary rise below the root zone. Some successful experiences in Egypt (Abu-Zeid 1993), and in India (Rao et al. 1992) show that a relatively shallow water-table not exceeding one meter in depth was sufficient for effective salinity control.

The present paper summarizes the main experimental results and discusses the main drainage design options in the context of the Gharb plain. After a presentation of the Souk Tlet pilot experiment, we present the water and salt balance calculated during two consecutive years. The paper then focuses on the subsurface and surface flow patterns as well as salinity patterns in order to identify the main leaching processes and interactions between surface and subsurface flows. The issues of the location of the impervious layer and its role in the salt leaching processes are investigated. From this analysis, general recommendations on drainage design in the Gharb plain are drawn.

Souk Tlet pilot experiment

The Souk Tlet pilot experiment is located in the Gharb irrigated area (34.67° Lat. North and 8.75° Long. West). The climate is semi-arid and mediterranean with an oceanic influence. The average annual rainfall ranges between 470 and 600 mm from East to West and exhibits great variability. The soils of the experiment were fine textured (more than 65% clay), and poorly developed. They had vertic and swelling properties (Mallhol et al. 1999) and were representative of drained soils of the Gharb plain. The regional groundwater is shallow and saline. Its depth never exceeds 3 m and its salinity ranges between 10 and 15 g/l at the pilot experiment location as well as in the rest of the irrigated area.

The area of the pilot experiment was about 30 ha and has been equipped with a drainage system since 1993. It was divided into 14 plots of which 10 plots of about 1 ha in area were equipped with subsurface drainage; 5 surface drainage outlets were installed to collect surface runoff. Drain spacing was 20 m for all plots except one, which was 40 m. Drain depths ranged between 1 and 1.4 m. One plot was equipped with mole drainage (Figure 1, Table 1). Plots were hydraulically isolated by two boundary drains, which surrounded the pilot experiment (excepting plot 6). The total experimental area located inside the boundary drains was 12.4 ha including a total length of 4665 metres of pipe drains (1000 metres of mole drains not included). The corresponding equivalent drain spacing was about 25 m. This corresponds to a high subsurface drainage intensity when compared to the usual drain spacing of the Gharb plain of about 50 m.

The plots were irrigated by sprinkler irrigation except for 3 plots equipped with modernised gravity systems (Figure 1). These 3 plots have been levelled by the use of laser techniques; spacing between furrows was 1.5 m and lengths ranged from 175 to 230 m (Mailhol et al. 1999); sprinkler irrigated plots were not levelled. Sugar cane was grown in all plots but one, where a different crop was grown each year for the determination of crop water requirements.

Surface and subsurface drain flow rates were individually and automatically measured. These measurements are based on V-notch weirs associated with ultrasonic head-level recording gauges. The accuracy of discharge measurements is about 6% (Chaumont et al. 2001). Water-table elevations in twelve observation wells installed in three plots were automatically recorded (Figure 1). A common time step of one hour was used for both drain flow rates and water-table elevations. These measurements were completed by daily, manually recorded observation wells installed in each plot (Figure 1). Drainage water and groundwater electrical conductivities were also manually recorded at a daily time step during the rainy season.

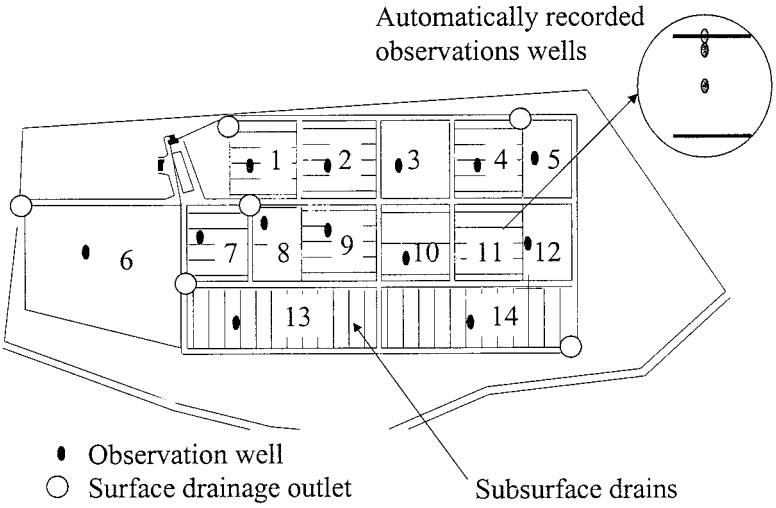


Figure 1. Layout of Souk Tlet pilot experiment.

Hydrological analysis

Subsurface drainage discharges were mainly observed during the winter season. During the irrigation season, between May and September, sporadic drainage events can occur but are non significant in terms of water balance (Chaumont et al. 2001). During that season, only surface drainage plays a role in relation to furrow irrigation practices. However, it does not represent important volumes of water. As a result, the hydrological and hydraulic drainage functioning was only examined during the winter season.

Firstly, hydrological analysis was carried out at the scale of the experiment to determine the respective contributions of subsurface and surface drainage in the global water balance. Secondly, performances of surface and subsurface drainage systems regarding salt balance control were examined and discussed.

Water balance

The overall water balance of the experiment has been calculated for two winter seasons 1996–97 and 1997–98. These periods were determined as being when cumulative rainfall (P) is higher than cumulative potential evapotranspiration (PET) (Figure 2). They extend from December 1996 to January 1997 and from November 1997 to mid-February 1998, respectively, for the two winter seasons. During these periods, actual Et was assumed to be equal to potential Et (PEt).

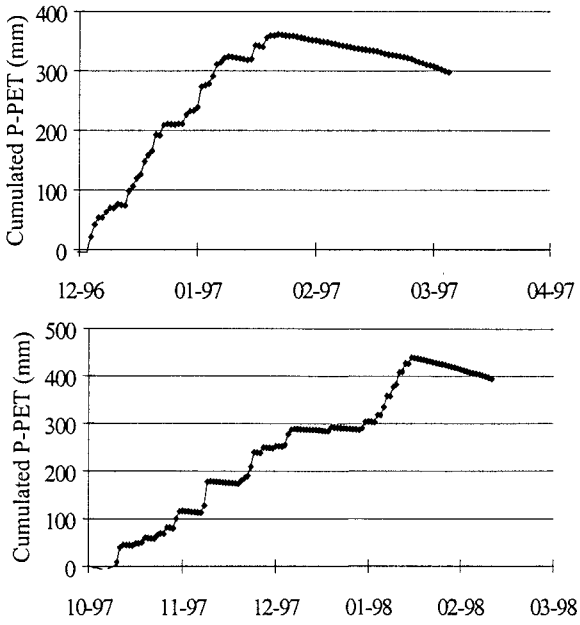


Figure 2. Cumulative rainfall (P) minus potential evapotranspiration (PET) measured in Souk Tlet pilot experiment for two winter periods 1996–97 (right) and 1997–98 (left).

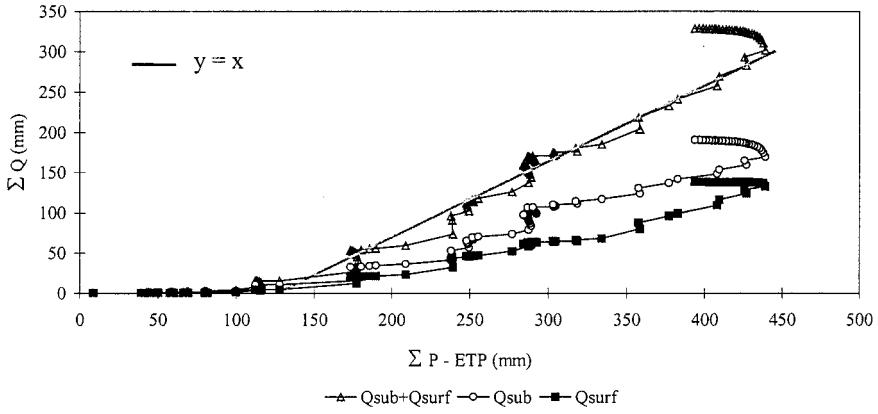


Figure 3. Cumulative total (Qsub + Qsurf), subsurface (Qsub) and surface (Qsurf) drain flow rates versus rainfall minus potential evapotranspiration (drainage season 1997–98).

Table 1. Surface and subsurface practices on Souk Tlet pilot experiment.

Plot	Subsurface drainage (Y/N)	Surface drainage (Y/N)	Levelled (Y/N)	Area (ha)	Comment
1	Y	N	N	0.87	drain directly opens out into a ditch
2	Y	Y	N	0.96	
3	N	N	N	0.88	
4	Y	N	N	0.87	Water requirement experiment
5	N	Y	N	0.63	
6	N	Y	Y	3.17	Located outside the boundary drains
7	Y	N	N	0.77	
8	Y	Y	N	0.62	Mole drainage
9	Y	N	N	0.95	
10	Y	N	N	0.86	Drain spacing = 20 m
11	Y	N	N	0.85	Automatic water-table elevation measurements (time step = 1 hour)
12	N	N	N	0.61	
13	Y	Y	Y	1.89	Irrigation by gravity
14	Y	Y	Y	1.89	Irrigation by gravity

Double-mass curves were used to analyse drainage hydrology (Lesaffre 1989; Lesaffre & Zimmer 1988). This method consists (i) in accumulating the surface and subsurface drainage discharges of each outlet; (ii) in representing these cumulative drainage discharges (subsurface, surface and total) versus P-PEt (Figure 3 for year 1997–98). In this figure, the last irrigation event was taken as an origin.

The hydrological functioning of surface and subsurface drainage is similar. The two double-mass curves present three classic trends linked to the soil water regime and representative of the hydrological drainage functioning (Lesaffre & Zimmer 1988):

- the first 125 mm of "P-Et" do not contribute to subsurface or surface drainage; they replenish the soil water reservoir until field capacity is reached;
- from 125 mm to 440 mm, subsurface and surface drainage discharges are proportional to P-Et; the ratio (Qsub + Qsurf)/(P-PET) is equal to one; this means that seepage and exchanges between the pilot experiment and the regional groundwater are negligible;
- as soon as Et exceeds precipitation, drainage discharges stop.

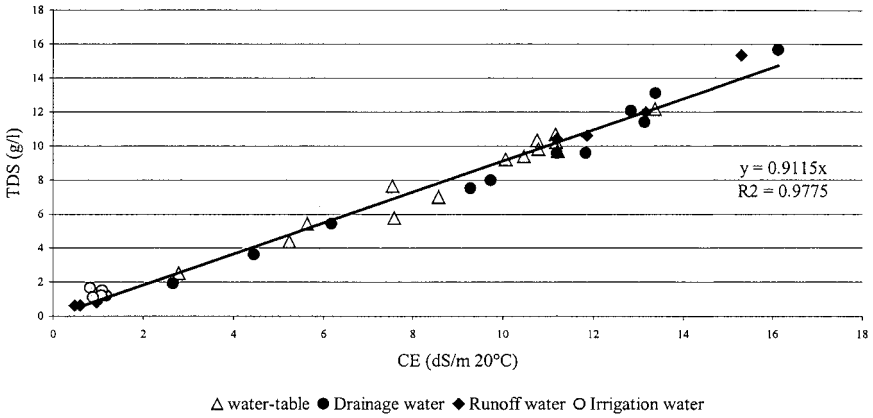


Figure 4. Total dissolved salts (g/l) versus electrical conductivity of groundwater, irrigation water, drainage water and surface runoff water (dS/m at 20°C).

For both 1996–97 and 1997–98 drainage seasons, subsurface drainage represented about 60% and surface drainage about 40% of the total discharges. Despite a high subsurface drainage density (average drain spacing of 25 m), and a low surface drainage intensity (only 5 outlets on 13 plots) surface drainage removed a significant part of the winter excess water.

Salt balance

Quantities of leached salts were deduced from the electrical conductivities (EC) of the drainage water. A ratio of 0.91 between EC (dS/m 20°C) and total dissolved salts (TDS, g/l) was determined from ionic analysis of drainage water, surface runoff water and groundwater (Figure 4). This is slightly different from the coefficient of 0.64 classically used in the literature (USSL 1954) but the measurement accuracy is ascertained by the equilibrium between the sum of anions and cations expressed in chemical equivalents. Since the ratio of 0.91 is similar for groundwater, subsurface drainage, surface runoff and irrigation waters, one can assume that the geochemical properties of the waters are very close.

Cumulative surface and subsurface drain flow rates vs cumulative salt fluxes are examined for the whole 1997–98 drainage season (Figure 5). For both surface and subsurface drainage discharges, a great heterogeneity between plots was observed.

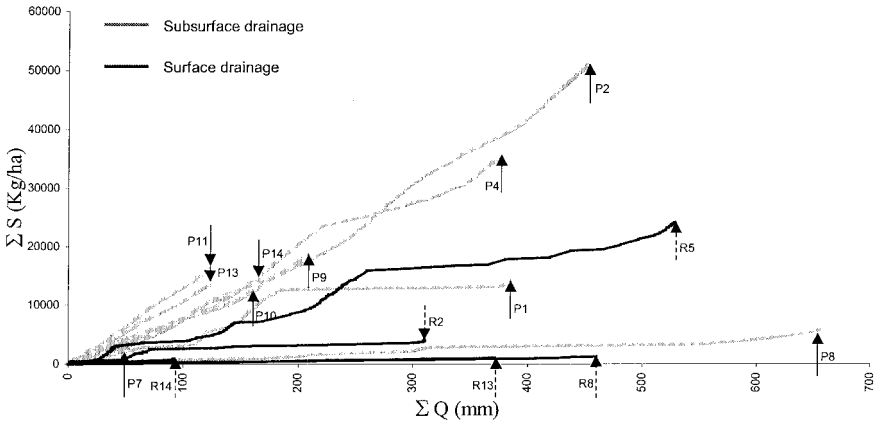


Figure 5. Cumulative surface and subsurface drain flow rates versus cumulative fluxes of salts.

Surface drainage

Differences were observed between levelled and non levelled plots (Table 1, Figure 5). Plots 13 and 14 were levelled and provided salt water concentrations lower than 1 g/l; plots 2 and 5 were not levelled and provided more saline water of about 1.5 g/l and 4.5 g/l respectively. Plot 2 was subsurface drained whereas plot 5 was not. The differences in salt concentrations can be interpreted by differences in surface water velocities. Subsurface drainage reduces the amount of surface water and thus tends to increase the velocity of water towards the outlets, resulting in a lower surface water salinity. It is however difficult to compare the differences between depths of surface drainage water, since the contribution areas were not well defined and did not actually correspond to plot areas.

Subsurface drainage

An heterogeneity was observed between discharges (coefficient of variation of 71%) and between the mass of leached salts (coefficient of variation of 78%). The flux concentrations (ratio between leached salts and drainage depth) were thus greatly variable (average value of 7.95 +/– 3.64 g/l), resulting in a coefficient of variation of 48% (Table 2). Differences between plots are interpreted as the consequence of their locations. Indeed, subsurface drainage intensity was low in the northern part of the experiment since only 64% of the corresponding area is subsurface drained whereas this ratio reaches 93% in the southern part. However, at the field scale, the drainage density does not play a major role in the drainage discharges and thus in the quantities of leached salts: plot 10 had a drain spacing twice that of other plots (40 m spacing) and did not present any differences in terms of drained depths or flux concentration.

Table 2. Average salt concentration of subsurface drainage water of each plot.

Plot	Subsurface drainage depth (mm)	Mass of leached salts (Kg)	Drainage water concentration (g/l)
P1	384	14414	3.75
P2	452	50980	11.28
P4	374	35086	9.39
P7	48	2137	4.44
P8	655	5770	0.88
P9	208	18661	8.96
P10	160	12479	7.82
P11	122	16295	13.31
P13	123	13430	10.92
P14	166	14508	8.76
Average	**269**	**18375**	**7.95**
Standard deviation	**180**	**13635**	**3.64**
Coefficient of variation	**71%**	**78%**	**48%**

Plots 1, 7 and 8 stand out from the other plots. The very low depth of water drained by plot 7 is explained by the vicinity of the deep pipe drain which surrounds the field experiment. Plot 8 was a mole drained plot and 1 was a plot which drains directly into a ditch, while the other plots were equipped with collector pipe drains. These two plots removed low concentrated water. This was probably due to dilutions of subsurface and runoff water in the ditch for plot 1 and to the shallow position of the mole drains (50 cm depth) which favoured runoff infiltration for plot 8. The high drainage discharges of plot 8 are likely the result of the preferential way the water coming from the road separates the northern part (plots 1 to 5) from the southern part (plots 7 to 14) of the pilot experiment. Plot 6 was not taken into account since it was outside the boundary drain which surrounds the pilot experiment. The mass of salts leached by subsurface drainage were cumulated for all plots during the drainage season 1997–98. The total exported salt was 192.3 tons for a total area of 12.65 ha (subsurface drained and non drained plots included excepting plot 6) i.e. 15.2 T/ha. Average irrigation depth delivered to the sugar cane was about 800 min per year, with an irrigation water salinity of about 1 g/l. The corresponding mass of imported salts was 8 T/ha. The leaching efficiency of the drainage system is thus largely ensured during the wet season. The system has been in a desalinization process since the installation of the sub-

surface drainage system in 1993. This result is strengthened by the analysis of Zeraouli (2001), who concludes that the salinity of the first metre of the soil decreased by 40% between 1993 and 1998.

Drainage flow and salinity patterns are now examined in order to identify the main leaching processes and interactions between surface and subsurface flows.

Subsurface drainage functioning

Sequences of subsurface drain flow rate measured at an hourly time step are representative of the two groups of plots identified in the water balance analysis (northern and southern areas, Figures 6 and 7). For the two groups, most drain flow rates were truncated during the peak events to reach threshold values. These threshold values were similar for each group. Drain flow rates of plot 9 were an exception with high and rapid flow rates. However, drain flow rates of plots 9, 10 and 11 became very close to each-other during tail recessions. The thresholds can be explained by limited drainpipe capacity due to insufficient pipe size or due to clogging problems. The classic flow pattern observed in plot 9 could confirm this assumption, showing that these limitations were not due to the soil properties.

Drain overcharge was observed in detail in plot 11 during the 1996/97 drainage season (Figure 8). A drain is systematically overcharged when the drain flow rate reaches its threshold value (between 4.5 to 5 mm/day). This overcharge disappeared during tail recession periods. When the tail recession continued, the water-table at the drain location decreased progressively below the drain level. At this moment, the hydraulic gradient between midway and 1 m locations was negligible; the water-table was drained by the downstream part of the drain, which is deeper. This resulted in a long-lasting tail recession, especially at the end of the drainage season (1997-01–23).

Recent alluvial deposits forming the Gharb plain's soils do not present a visible shallow impervious layer. Moreover, previous studies of soil properties carried out in the Gharb plain have suggested the presence of an impervious layer at approximately 10 m depth (Tabet 1978). To analyse which part of the soil layer (above or below drain level) contributes to the drain flow, the relationship between subsurface drain flow rate (Q) and water-table elevation midway between drains (H) was examined.

Values of Q/H against values of H observed on plot 11 are thus plotted following the method described by Oosterbaan & Nijland (1994) (Figure 9). Three tall recession periods were selected during which there was no overcharge above drains (1996-12–22/23; 1996-12–25/29; 1997-01-11/16). The horizontal distribution of Q/H *vs*. H indicates a drain flow which is mainly

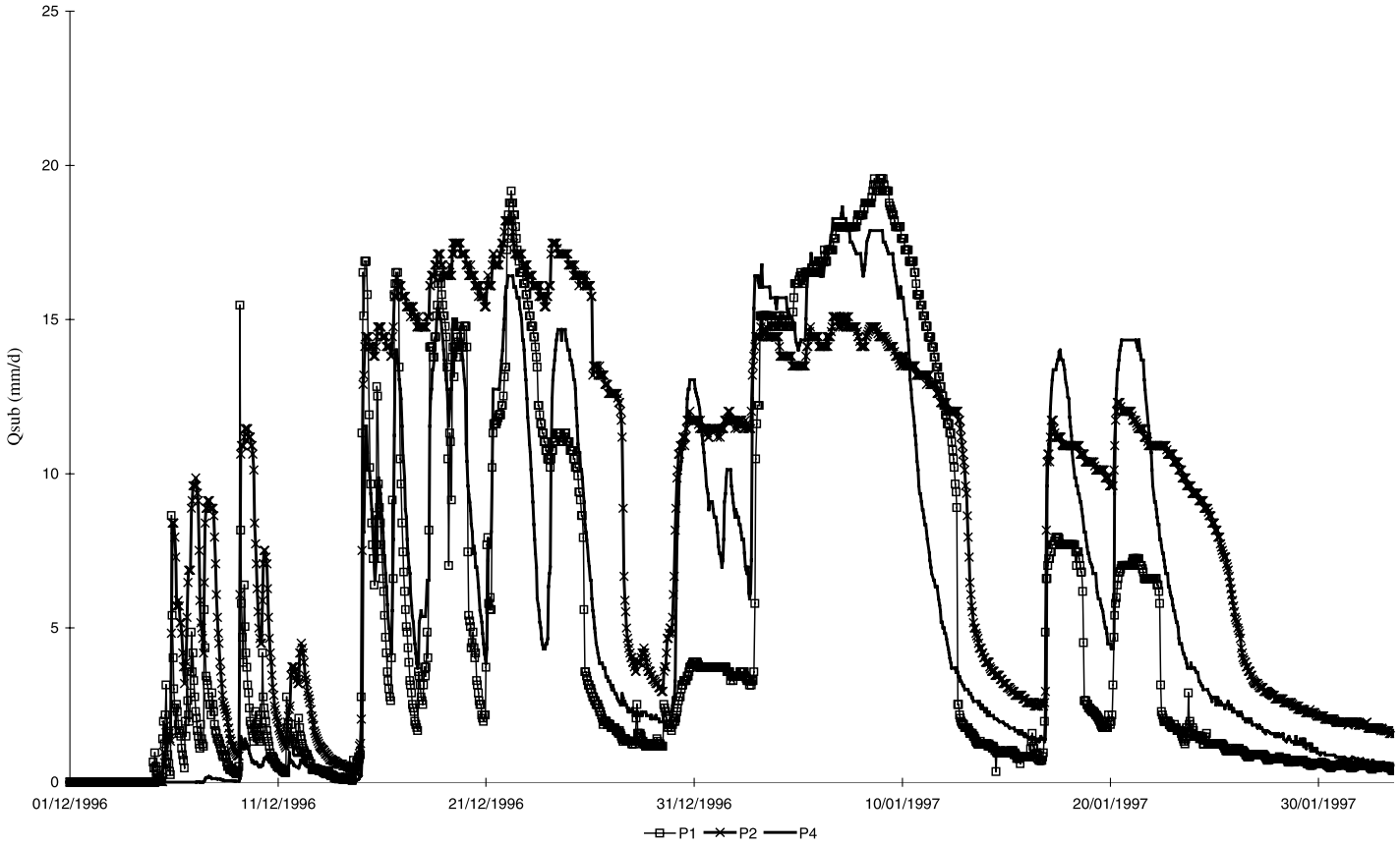


Figure 6. Sequence of subsurface drain flow rates measured in plots 1, 2 and 4 during drainage season 1996–97.

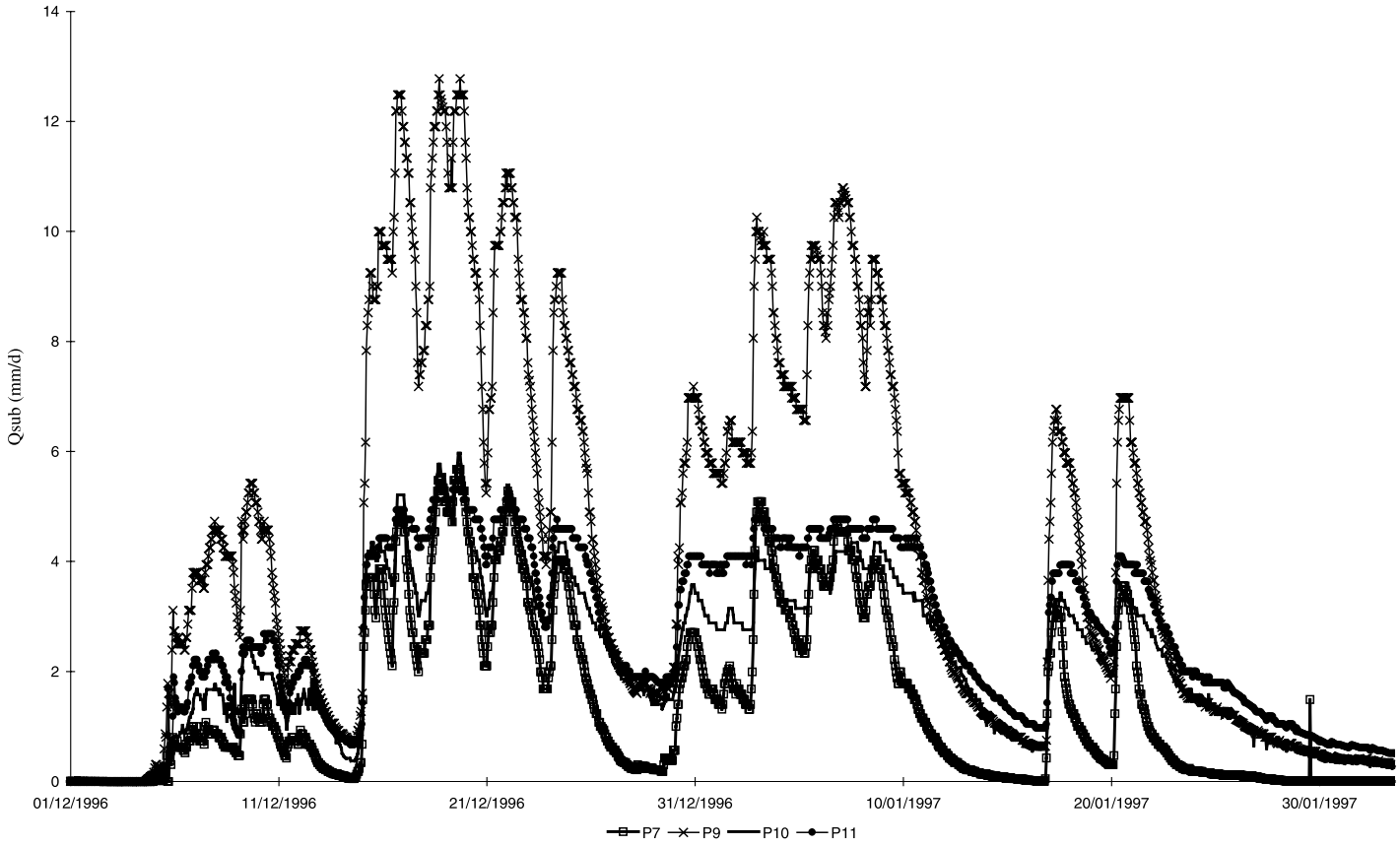


Figure 7. Sequence of subsurface drain flow rates measured in plots 7, 9, 10 and 11 during drainage season 1996–97.

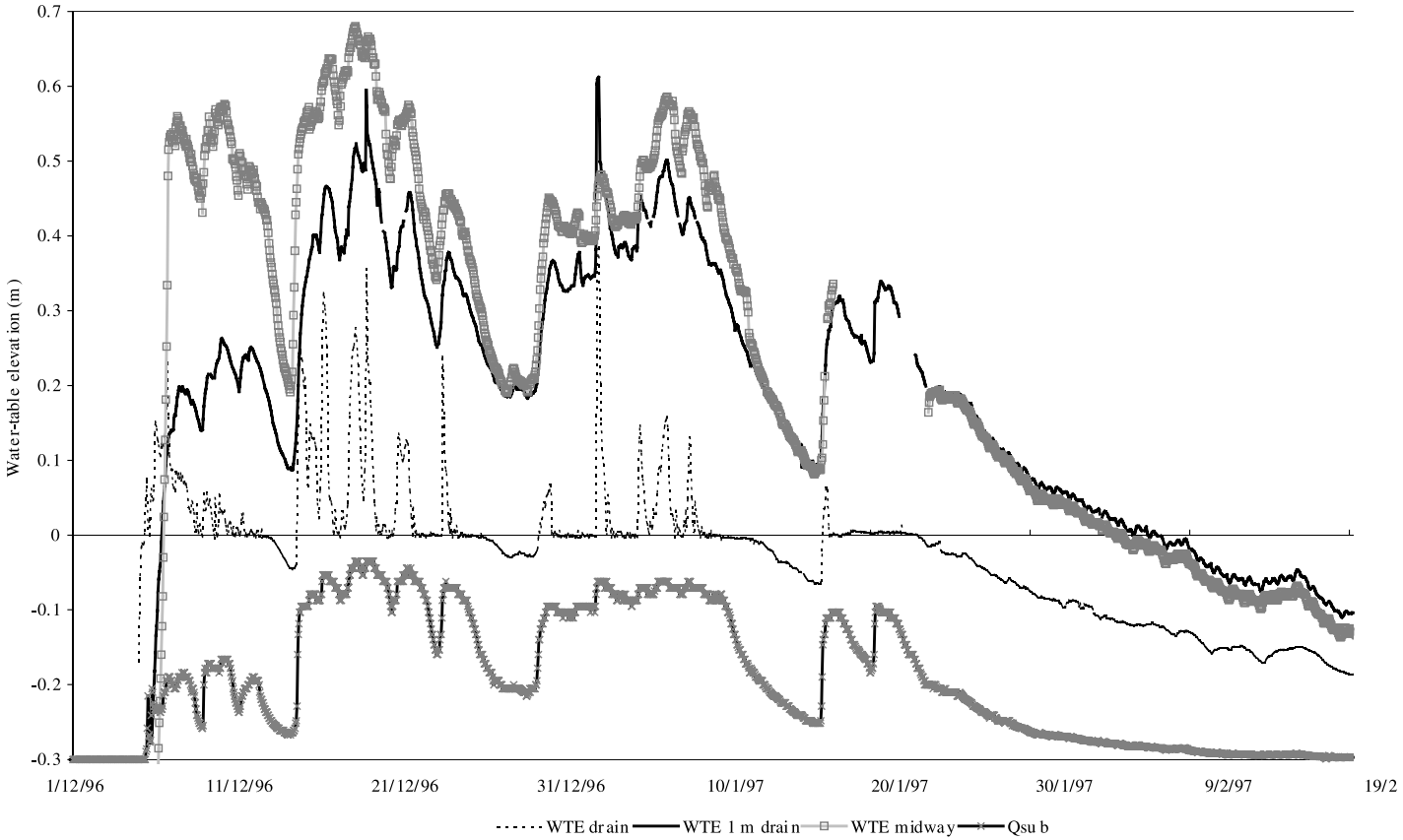


Figure 8. Sequence of subsurface drain flow rates and water-table elevations midway between drains, at 1 m from drain trench and at the drain trench measured in plot 11 (for water-table elevations, 0-level represents the drain level).

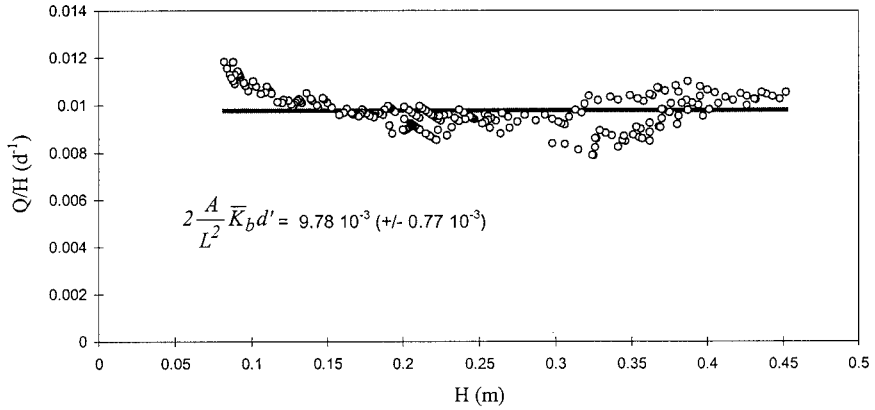


Figure 9. Ratio between subsurface drain flow rates and water-table elevations midway between drains versus water-table elevations midway between drains measured for tall recession events during drainage season 1996–97 in plot 11.

provided by a deep soil layer located below the drain level. Indeed, in tail recession regimes the drain flow rate *vs*. water-table elevation relationship is written as follows (Lesaffre & Zimmer 1988; Bouarfa & Zimmer 2000):

$$Q = A\frac{\tilde{K}_a(H)H^2 + 2\overline{K}_b d' H}{L^2} \tag{1}$$

with:

- Q: drain flow rate [$L^2\ T^{-1}$];
- H: water-table level midway between drains [L]
- A: water-table shape factor [];
- L: half drainage spacing [L];
- d′: Hooghoudt's equivalent depth [L];
- $\tilde{K}_a$(H): water-table level-dependent equivalent saturated horizontal hydraulic conductivity above drains [LT^{-1}];
- $\overline{K}_b$: mean saturated horizontal hydraulic conductivity below drains [LT^{-1}].

Dividing Equation (1) by H gives the following expression:

$$\frac{Q}{H} = \frac{A}{L^2}\tilde{K}_a(H)H + 2\frac{A}{L^2}\overline{K}_b d' \tag{2}$$

The Q/H plotted against H yields a horizontal line. That means that the first term on the right hand side of the equation is negligible compared to the second one, and that the hydraulic resistance is mainly due to the flow below drain level, so the flow above drain level can be neglected.

The average value of Q/H allows one to calculate the equivalent soil transmissivity $\overline{K}_b d'$, considering that $A = 0.78$ for a deep impervious layer (Lesaffre 1989) and $L = 10m$. The average value of $\overline{K}_b d'$ is 0,63 m^2/d with a standard deviation of 0.05 m^2/d.

Surface drainage functioning

Surface drain flow rates of plots 2, 5 and 13 are presented in Figure 10. Observed drain flow rates represent maximum threshold values. These maximum values were due to problems of limitations of the water collection system capacity.

Surface drainage discharges measured on subsurface drained plots were very different from those measured on the non drained one (plot 5). On subsurface drained plots, drainage discharges abruptly stop after rainfall events, while in plot 5 they present longer recession stages. This difference can be explained by higher infiltration capacity of the subsurface drained soil.

Levelling also induces differences in surface drainage functioning. Following a rainfall event, systematic surface drainage was observed in plot 13 (levelled), which was not the case in plot 2 (non levelled), which illustrates the levelling effect on runoff.

Salt leaching process

Soil salinity profiles have been measured in all plots since the beginning of the experiment in 1993 (Zeraouli 2001; Debbarh et al. 2001). Soil salinity greatly increased between soil surface and one metre depth. This pattern was general for all plots and was poorly influenced by the seasonal variations. One example of vertical distribution of soil salinity is given in Figure 11. This distribution of salinity is confirmed by the evolution of the drainage water salinity during rainfall events. Drainage water is systematically diluted for each peak flow and increases during recession to a maximum and stable value 3 or 4 days after the peak flow. An example measured on plot 10 is given in Figure 12. Similar dilutions of drainage water during rainfall events were observed in all plots.

The drainage rate *vs.* salinity concentration relationship confirms that the salinity was mainly located in the groundwater. Indeed, according to Magesan et al. (1995) and Arlot (1999), the drainage system could present two typical reactions depending on the origin of the solute: (i) when the solute is applied at the soil surface (in the case of saline irrigation water for example) the concentration of drainage water increases with increasing flow rate whereas

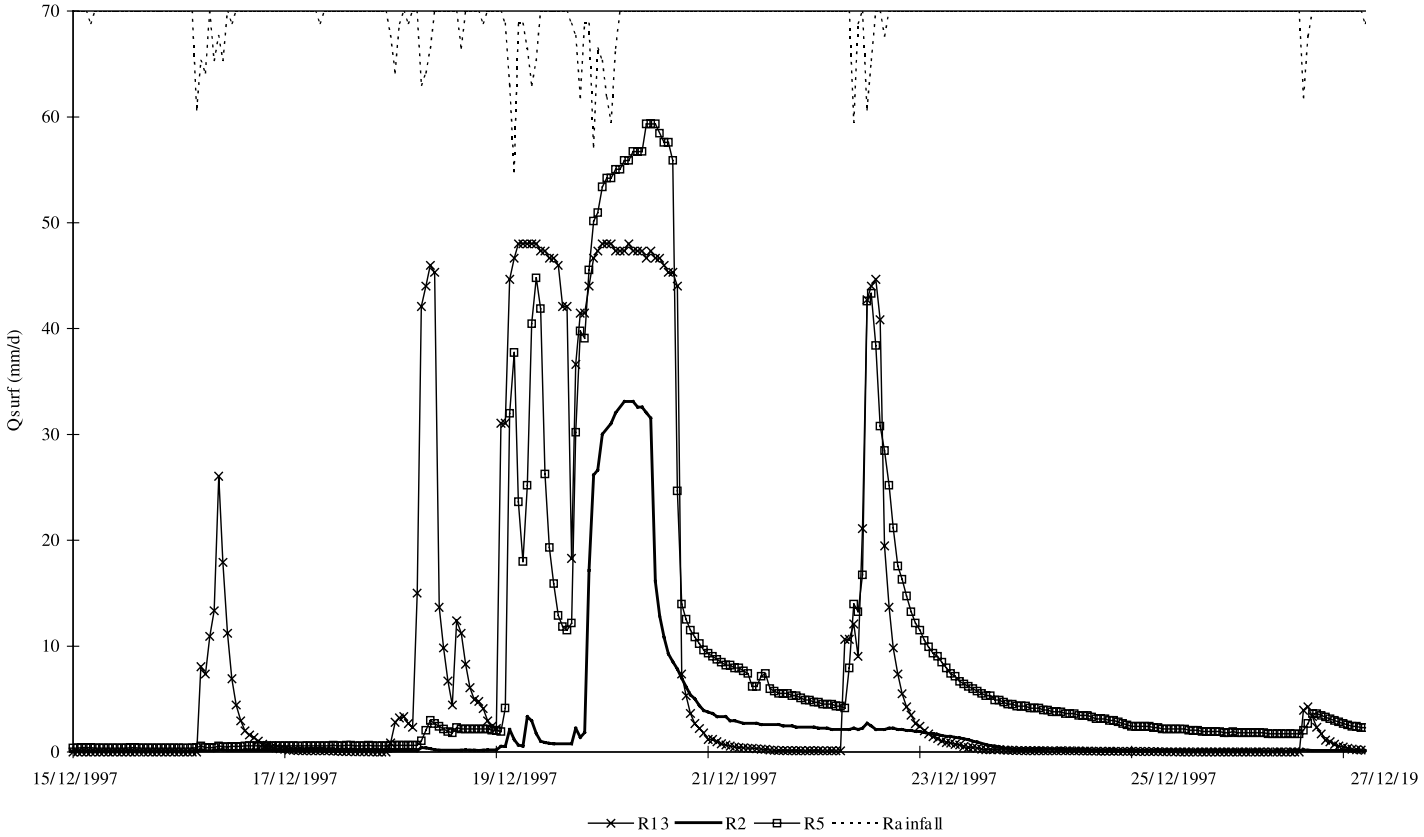


Figure 10. Sequence of surface drain flow rate of plots R2, R5 and R13 during drainage season 1996–97; R13 was subsurface drained and levelled, R2 was subsurface drained and non levelled and R5 was not subsurface drained and not levelled.

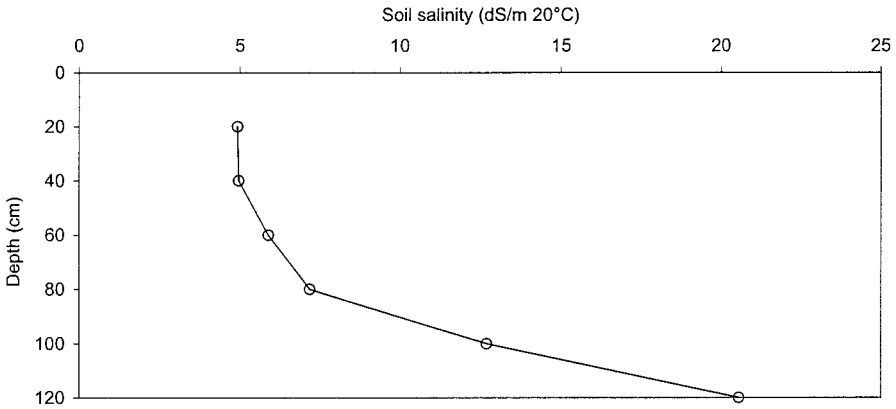


Figure 11. Extracted soil electrical conductivity measured at different depths on plot 10.

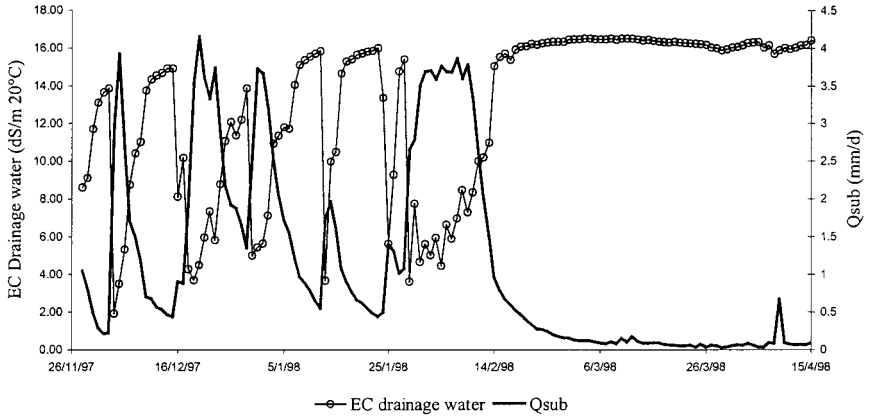


Figure 12. Sequence of electrical conductivity of drainage water and subsurface drain flow rate measured on plot 10 during drainage season 1997–98.

(ii) when the solute is resident in the groundwater, its concentration decreases with increasing flow rate.

At the beginning of the drainage season, the groundwater salinity measured in all plots was equal to the maximum drainage water concentration (Figure 13). The leaching effect by the rainfall was observed with the decrease of the groundwater salinity during the drainage season (Figure 14). The salinity of the groundwater was measured at two locations, drain and midway between drains. At the beginning of the drainage season, the two points had a concentration of about 15 dS/m; during the season, the groundwater concentrations decreased in tendency; the concentrations increased again after the drainage season. However, the two measured points present great differences, since the mid-drain location was more influenced by the dilution effect due

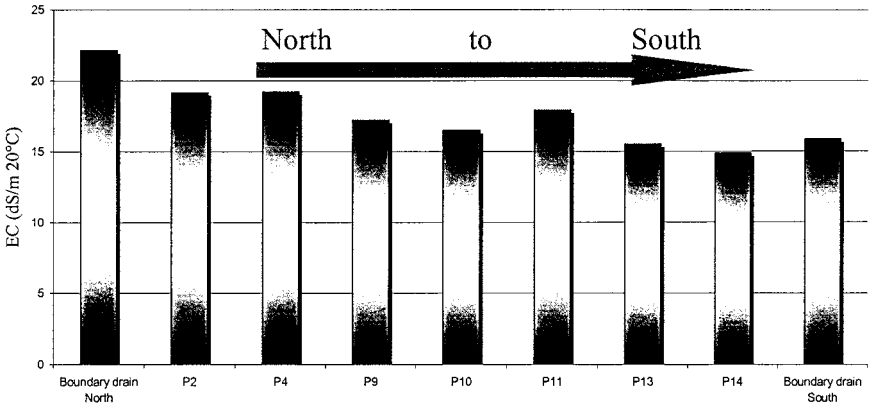


Figure 13. Maximum values measured on drainage water of each plot during drainage season 1997–98.

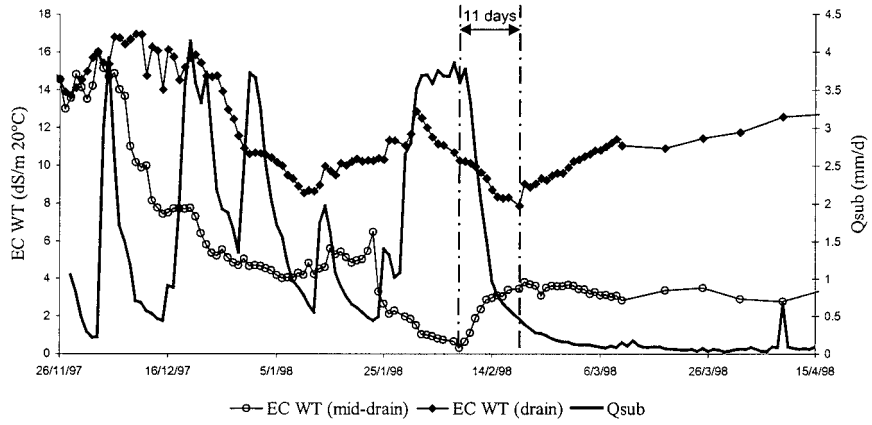


Figure 14. Sequence of electrical conductivity of groundwater and subsurface drain flow rate measured plot 10 during drainage season 1997–98.

to the rainfall. This probably results from the enrichment of flow by the deep and saline soil layers towards the drains. The differences between groundwater salinity midway between drains and at the drain locations confirms the presence of a deep aquifer.

One can also notice in Figure 14 that the dilution effects are more at the midway position compared to the drain location. For instance the last dilution event stopped on February 8th midway, while it stopped 11 days later, on February 19th, at the drain location.

Conclusions and discussion of drainage criteria in the Gharb plain

A water and salinity balance has been carried out in the Souk Tlet experiment. The water balance has demonstrated the important role of surface drainage for winter rainfall removal. Surface drainage removes 40% of the rainfall. On the other hand, the salt balance was widely favourable, since more than 15 tons per ha of soil are leached in one year while about 8 tons per ha are introduced into the system by irrigation. However, this analysis should be carried out during several years, since the salinity balance is closely related to the amount of winter precipitation and is probably not so favourable during dry winters.

The hydrological functioning of surface and subsurface drainage and consistency between subsurface drain flow rates and water-table elevations exhibited a classic subsurface drainage functioning. The relationship between drain flow rates and water-table elevations and the dilutions of drainage water observed during peak flows confirmed the presence of a deep aquifer in the Gharb's soils. The corresponding equivalent transmissivity was estimated to be about 0.63 m^2/d. As a result, underground interactions between plots were observed and in particular between drained and non drained plots. These interactions explain the differences between the northern and the southern part of the station.

Overcharges above drains were almost systematically observed. These overcharges were mainly caused by limitation of pipe drains capacities due to problems which occurred during installation or due to clogging problems.

Interactions between subsurface and surface drainage are shown by comparison of surface drainage discharges measured on subsurface drained and non drained plots. Runoff is favourably affected by the presence of a high water-table in the non drained plot. Surface drainage is also favoured by levelling.

The following recommendations about drainage design criteria in the Gharb plain have been deduced from these conclusions.

1. The Gharb plain benefits from a pronounced wet season, which ensures a salt leaching capacity greater than imported salts by irrigation water and prevents annual salt accumulation. However, a long transient period is probably necessary before reaching an equilibrium towards salinity imported by irrigation and leached by subsurface drainage. Similar trends were observed in Tunisia, where this equilibrium was reached after several years (Bahri 1993). In terms of drainage criteria, these results imply that drainage should be designed from a winter drainage discharge design criterion. Drainage systems should not flow during the irrigation period.

2. Consequently, discharge criteria should be determined from a frequency analysis of rainfall distribution during the drainage season. The discharge criterion for surface drainage should be deduced from the rainfall recharge to determine the winter subsurface drainage discharge criterion. The water balance determined in this experiment provides a ratio of 40% of water removed by surface drainage and 60% by subsurface drainage.
3. More attention should be given to soil levelling, which increases surface drainage systems' efficiency for waterlogging control.
4. Due to the satisfactory winter leaching conditions, a shallow subsurface drainage system (range of 1 to 1.2 m) is recommended to reduce maintenance problems. Conditions of application of the critical depth concept are not suited to the Gharb plain context.
5. Drain spacings larger than 20 m can probably be recommended in the Gharb plain. Drain spacings should be estimated from drainage models, considering a deep flow below the drain level and drainage discharge criteria, which take the surface drainage process into account.
6. The results presented in this paper rely upon local experience in a pilot experiment. The determination of the drainage needs and the corresponding drainage criteria at the scale of the Gharb's perimeter should consider the heterogeneity of situations and other agronomic constraints (Zimmer et al. 2001). In particular, the subsurface drainage should not be systemically installed but only in case of salinization hazards, which depend on the nature of soils and the depth and the salinity of the permanent groundwater.

Acknowledgment

This research was funded by the French Ministry of Foreign Affairs and by ORMVAG.

References

Abu-Zeid M. 1993. Water table depth planning and design for a multi-objective water management system. *Irrigation and Drainage Systems* 6: 265–274.

Arlot M.P. 1999. Nitrates dans les eaux. Drainage acteur, drainage témoin? Thesis, Cemagref – Paris VI University (446 pp).

Bahri A. 1993. Evolution de la salinité dans un périmètre irrigué de la Basse Vallée de la Medjerda en Tunisie. *Science du sol* 31: 125–140.

Baqri A., Zeraouli M. & Dghoughi B. 1998. Problématique du drainage dans le Gharb. In: E.M. Atif, A. Taky, A. Hammani & S. Bouarfa (Eds) *Proceedings Drainage de la plaine du Gharb* (pp 7–18). Office de Mise en Valeur Agricole du Gharb, Kénitra, Maroc, 21–23 October.

Bouarfa S. & Zimmer D. 2000. Water-table shapes and drain flow rates in shallow drainage systems. *Journal of Hydrology* 235: 264–275.

Chaumont C., Bouarfa S., Taky A. & Vincent B. 2001. Techniques et incertitudes de mesure des débits en parcelles drainées. In: S. Bouarfa, A. Debbarh, A. Hammani, A. Taky & D. Zimmer (Eds) *Proc. Séminaire Euro-Méditerranéen sur la maîtrise de l'irrigation et du drainage pour une gestion durable des périmètres irrigués méditerranéens* (pp 319–330). Rabat Maroc, 27–29 octobre 1999.

Debbarh A., Hammani A., Bouarfa S., Chaumont C. & Taky A. 2001. Salinité des eaux et des sols sous irrigation et drainage – synthèse des résultats acquis sur la station expérimentale du Gharb. In: S. Bouarfa, A. Debbarh, A. Hammani, A. Taky & D. Zimmer (Eds) *Proc. Séminaire Euro-Méditerranéen sur la maîtrise de l'irrigation et du drainage pour une gestion durable des périmètres irrigués méditerranéens* (pp 387–398). Rabat Maroc, 27–29 octobre 1999.

Lesaffre B. 1989. Fonctionnement hydrologique et hydraulique du drainage souterrain des sols temporairement engorgés: Débits de pointe et modèle SIDRA. *Etudes du Cemagref, Série Hydraulique Agricole* 4: 334 pp.

Lesaffre B. & Zimmer D. 1988. Subsurface drainage peak flows in shallow soil. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 114: 387–406.

Magesan G.N., White R.E. & Scotter DR. 1995. The influence of flow rate on the concentration of indigenous and applied solutes in mole-pipe drain effluent. *Journal of Hydrology* 172: 23–30.

Mailhol J.C., Pnol M. & Benall M. 1999. A furrow irrigation model to improve irrigation practices in the Gharb valley of Morocco. *Agricultural Water Management* 42: 65–80.

Oosterbaan R.J. & Nijland H.J. 1994. Determining the saturated hydraulic conductivity. In: H.P. Ritzema (Ed) *Drainage Principles and Applications* (pp 435–476). ILRI Publication 16, The Netherlands.

Oosterbaan R.J. 1994. Agricultural drainage criteria. In: H.P. Ritzema (Ed) *Drainage Principles and Applications* (pp 635–689). ILRI Publication 16, Wageningen.

RAJAD 1995. *Analysis of Subsurface Drainage Design Criteria*. Agence canadienne de développement, Rajasthan, India.

Rao K.V.G.K., Sharma D.P. & Oosterbaan R.J. 1992. Subirrigation by groundwater management with controlled subsurface drainage in semi-arid areas. *Proc. International conference on supplementary irrigation and drought management*, Bari, Italy.

Tabet A. 1978. Analyse de résultats expérimentaux d'un drainage sur sols argileux lourds. *Proc. 10th Congress on Irrigation and Drainage* (pp 311–352). Athens, (Question 34.1).

Taky A., Hammani A., Baqri A. & Zeraouli M. 2001. Le drainage de plaine du Gharb: problématique, historique et causes de dysfonctionnement. In: S. Bouarfa, A. Debbarh, A. Hammani, A. Taky & D. Zimmer (Eds) *Proc. Séminaire Euro-Méditerranéen sur la maîtrise de l'irrigation et du drainage pour une gestion durable des périmètres irrigués méditerranéens* (pp 399–418). Rabat Maroc, 27–29 octobre 1999.

USSL 1954. Saline and alkali soils, 60. USDA, (160).

Van Horn JW. 1979. The effect of capillary flow on salinization and the concept of critical depth for determining drain depth. In: J. Wesseling (Ed) *Proceedings of the International Drainage Workshop*. ILRI Publication 25, Wageningen.

Zeraouli M. 2001. Etude de l'impact des systèmes de drainage sur les régimes salins des sols lourds du Gharb. Cas de la station expérimentale de Souk Tleta. In: S. Bouarfa, A. Debbarh, A. Hammani, A. Taky & D. Zimmer (Eds) *Proc. Séminaire Euro-Méditerranéen sur la maîtrise de l'irrigation et du drainage pour une gestion durable des périmètres irrigués méditerranéens* (pp 399–418). Rabat Maroc, 27–29 octobre 1999.

Zimmer D. 2001. Besoins en formation, en recherche-développement et en transferts de technologie dans le domaine du drainage et de la salinité en Afrique du Nord. In: H. Denecke (Ed) *Proc. Workshop on Capacity building in Agricultural Drainage, in Research and Development and Technology Transfer in Africa*. Cairo, Egypt.

Zimmer D., Debbarh A., Amraoul I., Bentiss F., Ferhaoul M., Hammani A., Vincent B. & Taky A. 2001. Performances agronomiques des aménagements hydro-agricoles dans la Plaine du Gharb. In: S. Bouarfa, A. Debbarh, A. Hammani, A. Taky & D. Zimmer (Eds) *Proc. Séminaire Euro-Méditerranéen sur la maîtrise de l'irrigation et du drainage pour une gestion durable des périmètres irrigués méditerranéens* (pp 507–522). Rabat Maroc, 27–29 octobre 1999.

IRRIGATION AND DRAINAGE
Irrig. and Drain. **58**: S273–S284 (2009)
Published online in Wiley InterScience (www.interscience.wiley.com) **DOI**: 10.1002/ird.524

SALINITY PATTERNS IN IRRIGATION SYSTEMS, A THREAT TO BE DEMYSTIFIED, A CONSTRAINT TO BE MANAGED: FIELD EVIDENCE FROM ALGERIA AND TUNISIA†

S. BOUARFA[1]*, S. MARLET[2], A. DOUAOUI[3], T. HARTANI[4], I. MEKKI[5], W. GHAZOUANI[5,6], I. BEN AISSA[5,7], B. VINCENT[8], F. HASSANI[9] AND M. KUPER[2]

[1]*Institut de recherche pour l'ingénierie de l'agriculture et de l'environnement (CEMAGREF), UMR G-EAU, Montpellier, France*
[2]*Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement (CIRAD), UMR G-Eau, Montpellier, France*
[3]*Université de Chlef, Chlef, Algeria*
[4]*Institut National Agronomique d'Alger(INA), El Harrach, Algeria*
[5]*Institut National de Recherche du Génie Rural, des Eaux et Forêts (INRGREF), Ariana, Tunisia*
[6]*Institut des sciences et industries du vivant et de l'environnement (AgroParisTech), Montpellier, France*
[7]*Centre Régional de Recherches en Horticulture et Agriculture Biologique (CRRHAB), PB 57-Chott-Mariem-4020, Sousse-Tunisia*
[8]*Institut de recherche pour l'ingénierie de l'agriculture et de l'environnement (CEMAGREF), Antony, France*
[9]*Agence Nationale des Ressources Hydriques (ANRH), Algiers, Algeria*

ABSTRACT

Salinity problems induced by irrigation are often presented in the literature as a threat that can only be managed at the irrigation scheme scale by installing subsurface drainage. On the other hand, salinity is a constraint that has often been successfully managed locally by farmers adapting their practices. However, the continuing expansion of irrigation with related water scarcity problems plus the increasing use of groundwater of marginal quality has resulted in a new challenge that is difficult to handle at the farm level only. To assess the dynamics of soil salinity and water quality together with farmers' salinity management practices, we adapted a common approach to analyze two contrasted salinity patterns: a traditional salinity pattern in an oasis (Fatnassa, Tunisia), and a recent sodicity pattern in a large irrigation scheme (Lower Chelif, Algeria). This approach which combines surveys on farmers' perceptions and practices and salinity measurements and geochemical analysis paves the way for more integrated management of salinity problems related to water scarcity. Copyright © 2009 John Wiley & Sons, Ltd.

KEY WORDS: irrigation; salinity management; residual alkalinity; farmers' perceptions and strategies; North Africa

Received 9 March 2009; Revised 17 March 2009; Accepted 18 March 2009

RÉSUMÉ

Les problèmes de salinité en systèmes irrigués sont souvent présentés dans la littérature comme une menace dont la seule solution réside dans l'installation de systèmes de drainage. La salinité est cependant une contrainte qui peut également être gérée localement avec succès par les agriculteurs par une adaptation de leurs pratiques. Le développement continu de l'irrigation et les tensions sur l'eau qui en découlent contraignent à un usage accru d'eau de nappe de mauvaise qualité dont les conséquences sont difficilement maitrisables à la seule échelle de l'exploitation. Ce nouveau contexte nécessite le développement de nouvelles approches permettant d'appréhender à la fois les processus de salinisation et d'adaptation des agriculteurs. Nous avons adopté une démarche commune pour évaluer la dynamique d'évolution de la salinité et les pratiques des agriculteurs dans deux situations contrastées: un schéma de salinisation classique (oasis de Fatnassa, Tunisie) et un schéma récent d'évolution vers

* Correspondence to: S. Bouarfa, Institut de recherche pour l'ingénierie de l'agriculture et de l'environnement (CEMAGREF), UMR G-EAU, Montpellier, F-34086, France. E-mail: sami.bouarfa@cemagref.fr
† Formes de salinité en systèmes irrigués, une menace à démystifier, une contrainte à gérer: études de cas en Algérie et Tunisie.

Copyright © 2009 John Wiley & Sons, Ltd.

un processus de sodisation (plaine du Bas-Chelif, Algérie). L'utilisation de cette approche qui combine des enquêtes sur les perceptions et les pratiques des agriculteurs, des mesures de salinité et des analyzes géochimiques ouvre des perspectives pour une vision et une gestion plus intégrée des problèmes de salinité liés à la pénurie d'eau.
Copyright © 2009 John Wiley & Sons, Ltd.

MOTS CLÉS: irrigation; gestion de la salinité; alcalinité résiduelle; perception des agriculteurs et stratégies; Maghreb

INTRODUCTION

The general increase in soil and water salinity due to the expansion of irrigation in recent years has alerted policy makers, extension services and researchers. The affected area in the world is currently estimated at 20–30 million ha on the 280 million ha of irrigated lands and an additional 0.25–0.5 million ha may be affected every year (Smedema and Shiati, 2002). In the past, the main cause of salinization was low efficiency of irrigation and drainage systems that led to waterlogging and salinity increase. Nowadays, water resources of good quality are scarce and the development rate of new irrigation schemes has considerably decreased (Davis and Hirji, 2003). Local imbalances between water demand and supply have led to more complex situations characterized by increasing exploitation of groundwater resources of marginal quality (Marlet, 2004). In addition to salinization, more complex problems of sodicity and alkalinity have become the subject of increasing attention as they represent a major threat to the sustainability of irrigation (Postel, 1999; Khan *et al*., 2006).

Classical approaches dealing with salinization focused on determining leaching requirements and controlling salinity. These approaches were generally based on guidelines for assessing water quality in terms of electrical conductivity (EC) and sodium adsorption ratio (SAR) (e.g. Richards, 1954), crop sensitivity to salinity (e.g. Ayers and Westcot, 1985), and on practical rules for designing irrigation and drainage schemes (e.g. Bouwer, 1969; Ritzema, 1994; Zimmer and Bouarfa, 2006). A more dynamic classification of irrigation waters with respect to salinity and sodium hazard, based on the principle of differential precipitation, was proposed by Eaton (1950) and Hardie and Eugster (1970) in an evolutionary sequence for evaporating waters where the concentration ratios in the initial solution and alkalinity play a fundamental role. The concept of residual sodium carbonate (RSC) was later generalized to the concept of residual alkalinity (RA) related to the successive precipitation of several minerals (Van Beek and Van Breemen, 1973; Al Droubi *et al*., 1980). This concept reveals that positive residual alkalinity implies an increasing sodium hazard and, in some cases, soil alkalinization. More recently, improved understanding of the fundamental soil hydrological and geochemical processes and major advances in modeling soil water flows have contributed to (1) solving relatively complex problems in irrigation and drainage management (Schoups *et al*., 2006; Bastiaanssen *et al*., 2007), and (2) estimating a salt balance to assess trends in salinity levels in the root zone and in groundwater at different scales (Thayalakumaran *et al*., 2007).

The majority of the studies focused on physical processes and technical aspects but some authors also studied farmers' practices and how their practices were adapted to salinity. Ali (2003) concluded that farmers' knowledge allowed them to use suitable practices in their saline environment. Adaman and Ozertan (2007) showed that farmers' awareness of the relationship between water management and salinity was influenced by formal education, training and landownership, and this affected farmers' willingness to participate in collective action to deal with the problem of salinity. Haw *et al*. (2000) showed that farmers had a high level of awareness of the salinity hazard and that this made them change both land management and land use. But these authors concluded that the perception of salinity was influenced by the situational context, and that the progressive, regional and insidious nature of salinization meant it played a less important role in farm-level decision making than other issues. This jeopardizes the effectiveness of responses to the hazard in the case of acute events.

However, very few approaches link the salinization process and farmers' adaptations to its management. Most authors ignore the dynamic feature of both the salinization process and farmers' strategies and practices, which can change in space and over time depending on the context and on their environment. In this study, two contrasted salinity patterns were studied in: (i) a traditional salinity pattern in Fatnassa oasis (Tunisia); and (ii) a large irrigation scheme in the Lower Chelif plain (Algeria). To identify the extent and the root causes of the problem, the spatial variability of salinity was mapped and the discourse, perceptions and practices of farmers were analyzed.

Copyright © 2009 John Wiley & Sons, Ltd.

DOI: 10.1002/ird

Then the RA approach was applied to assume the possible future trends of salinization. The results of our study should provide relevant information to farmers' organizations, experts, policy makers and managers to deal with salinization and alkalinization issues. Understanding both the physical processes and the adaptation of practices should also help extension services design effective messages for salinity management.

MATERIALS AND METHODS

The approach used combined several methods to analyze salinity patterns. These methods were based on (1) observations, measurements and characterization of salinity in space and time; (2) analysis of farmers' discourse and perceptions, and (3) how farmers' adapted their strategies and practices with respect to salinity, (4) application of the RA approach to identify possible future trends of salinity. The approach was designed and implemented in two contrasted situations: the Lower Chelif plain, which hosts one of the largest irrigation schemes in northern Algeria, and the Saharan oasis of Fatnassa in southern Tunisia.

Study sites

The Lower Chelif plain is located in the downstream western part of the Chelif Basin and extends over more than 60 000 ha, including 40 000 ha of irrigation schemes around the localities of Ouarizane, Djdiouia, Hmadna, Guerouaou and Gaa. The climate is semiarid with a mean annual rainfall of 250 mm. Soil survey studies revealed two main types of soil (Boulaine, 1957). Light-textured soils (local name *N'Fil*), usually found on the upper part of the slope, are generally not saline and are mainly cropped with fruit trees. In the lower part of the Chelif River, heavy soil texture, waterlogging and salinity are the main constraints which led to the adoption of salt-tolerant crops. The irrigation schemes have already had to face several periods of water scarcity. Recently, this problem was further compounded as priority was given to the supply of drinking water to the urban coastal areas. In 2005, no water was supplied to the agricultural areas and in 2006, only orchards were irrigated. The crisis was somewhat mitigated by the increase in both public and private tubewells and the increasing use of groundwater of rather low quality.

Fatnassa is a Saharan oasis located in the north of the Nefzaoua region in the province of Kebili (Tunisia; 33.8° N; 8.7° E). The northern part of the oasis currently covers 136.7 ha. The climate is arid with a mean annual rainfall of less than 100 mm. The soils are gypsiferous, saline and sandy, and the water table is shallow. The farming system is composed of the three traditional distinct layers of date palm trees (*Phoenix dactylifera*), fruit trees and fodder crops. Rehabilitation of the irrigation and drainage systems was completed in July 2002. Irrigation is currently supplied by three tubewells, and the irrigation water is saline. The water turn can reach up to 45 or 60 days as a consequence of low irrigation efficiency and uncontrolled extension of the planting of date palms. Open drains were replaced by collectors and tile drains buried at a depth of 1.5 m with 100 m spacing. Some farmers complain about waterlogging caused by clogging of the tile drains by fine sand and roots and the low slope at Chott El Jerid, which is the natural outlet of the system.

Farmers' discourse and practices

Farmers' strategies and practices were assumed to depend on their perceptions within the framework of a number of contextual root causes. In Fatnassa and Lower Chelif, the approach was based on individual and on-farm semi-directive interviews focusing on the general constraints farmers faced and on their perception of salinity issues (Ghazouani *et al*., 2009, this issue). Particular attention was also paid to water shortages. Farms were selected to be representative of the diversity of agriculture in the two areas. Interviews were carried out in local dialects. Particular attention was paid to vernacular terminology used to describe soils and practices.

In the Lower Chelif plain, investigations focused on the Ouarizane irrigated plain which covers about 4000 ha. Forty-two farms were surveyed and selected from five farm types in the Ouarizane irrigation scheme:

Copyright © 2009 John Wiley & Sons, Ltd.

DOI: 10.1002/ird

- in the upper lands (1) tenants practicing horticulture, (2) small specialized orchard farms (citrus and olive trees) and (3) specialized orchard farms with off-farm incomes;
- in the lower lands (4) landowners practicing horticulture and (5) mixed farms (olive trees, horticulture).

To compare farmers' observations with measured salinity and sodicity, 60 samples of topsoil were taken following a random sampling scheme during the dry period (June 2006) and the wet period (February 2007). The SAR and the EC values were plotted according to the approach of Kielen (1996), while distinguishing the farmers' assessment of water or soil salinity (saline or not saline).

In Fatnassa, 25 farmers were selected from a population of 286 farmers on the basis of simple differentiation criteria including farm area, number of fields, type of irrigation system, and location of the field within the irrigation perimeter. The interview was split into two. In the first stage, the farmer was asked to describe the farm from a historical point of view, the cropping system, and his agricultural and irrigation practices. In the second stage, the interview focused on the constraints mentioned by the farmer during the first stage. For each specific constraint mentioned by a farmer, we asked the following questions: How did you identify the constraint? What are its causes and effects? What practices do you use to solve the problem and minimize the effects? The farmer's reply could bring up another constraint, and the discussion then continued based on the farmer's responses. This type of open-ended interview can lead to in-depth discussions with farmers, thereby enabling more relevant information to be obtained.

Salinity measurements

Salinity was measured in both sites to compare farmers' perceptions with the actual soil salinity. To identify the salinity patterns, we calculated concentration factors, i.e. the ratio between chloride content in the groundwater and that in the irrigation water.

In Fatnassa, the shallow groundwater is the result of irrigation practices. The concentration factor of groundwater with respect to the irrigation water was mapped from a total of 165 groundwater samples. The samples were collected regularly between February and March 2008 over an area of 136.7 ha, corresponding to one sample every 0.83 ha. The EC was measured in the laboratory.

In the Lower Chelif plain, since the groundwater is generally deep, soil salinity itself was analyzed. First, the EC of a surveyed farmer's field was analyzed in the laboratory to verify the consistency between the discourse and the measure. Second, soil salinity was measured over the whole valley (except urban areas) by Douaoui *et al*. (2006): 3980 ground points were selected by means of a systematic sampling approach on a 250 m^2 grid, corresponding to one sample every 6.25 ha. Sampling was carried out between June and July when soil salinity is most easily detectable. During field investigations, each sample site was described in terms of land use, vegetation and soil surface aspect. Soil EC was measured in the laboratory using 1: 5 extracts. A calibration was performed to determine saturated EC according to the USSL method (Richards, 1954) from a total of 400 samples.

Geochemical processes of salinization

The concept of residual alkalinity (RA) was used to analyze and forecast changes in the composition of groundwater as a function of the concentration ratios in the initial solution. Compared to the classical SAR method, RA takes into account the geochemical processes that modify the composition of the soil solution and potentially increase the sodium hazard (Al Droubi, 1976; Al Droubi *et al*., 1980). RA is calculated by adding the cation charges and subtracting the anion charges, which are involved in precipitation, to alkalinity. Alkalinity is equal to the sum of the concentrations of the weak bases multiplied by the number of protons that each base can neutralize, minus the concentration of protons in the solution. In most soils and natural waters, alkalinity is mainly due to carbonate species (carbonate alkalinity).

The composition of groundwater used for irrigation in the Lower Chelif and Fatnassa was plotted in concentration diagrams against chloride, which does not interact with the solid matrix, and was consequently used

Copyright © 2009 John Wiley & Sons, Ltd.

DOI: 10.1002/ird

as a tracer. When the concentration of a particular chemical component increases at a lower rate than chloride, it indicates mineral precipitation. When calcite precipitates and the $RA_{calcite}$ of irrigation water is positive, alkalinity increases faster than calcium molality and displays a majority ion behavior according to the RA concept. When calcite precipitates and the $RA_{calcite}$ is negative, alkalinity increases more slowly than calcium molality and displays a minority ion behavior. Ion behavior relies on alkalinity either directly for calcium or magnesium in the case of calcite or sepiolite precipitation, or indirectly in the case of gypsum precipitation as sulfate, and calcium will behave in the opposite way. Figure 1 is a schematic representation of the main salinization trends towards neutral saline or sodic/alkaline conditions according to the RA concept.

In Fatnassa, a network of 27 observation wells was installed at a depth of 2.5 m inside the oasis to monitor and sample groundwater. A total of 237 groundwater samples were collected for analysis on 13 dates: August 16, 2001, October 24, 2001, March 16, 2002, July 16, 2002, September 10, 2002, October 23, 2002, November 13, 2002, January 21, 2003, March 26, 2003, July 10, 2003, March 2, 2004, December 3, 2004 and January 6, 2005. During the sampling period, six samples of irrigation water were collected for analysis.

In the Lower Chelif, 27 groundwater samples were collected from shallow wells by the National Agency of Hydraulic Resources in 1993 before the current drought events occurred. The surface water samples from Gargar dam were collected by the National Dam Agency in 1990 when it was responsible for supplying irrigation water to the irrigated schemes. In 2007, we collected additional groundwater samples from deep irrigation wells now jointly used for irrigation.

The water samples were analyzed for pH, total dissolved solids (TDS), EC and dissolved concentrations of calcium (Ca), magnesium (Mg), potassium (K), sodium (Na), chloride (Cl), sulfate (SO_4) and bicarbonates (HCO_3).

RESULTS

Farmers' adaptations to salinity and water scarcity

Two types of adaptations were analyzed: long-term strategic adaptations and agricultural practices directly or not directly adapted to salinity. The explanations for the strategies and practices as well as the way the farmers perceived the problem of salinity were then assessed.

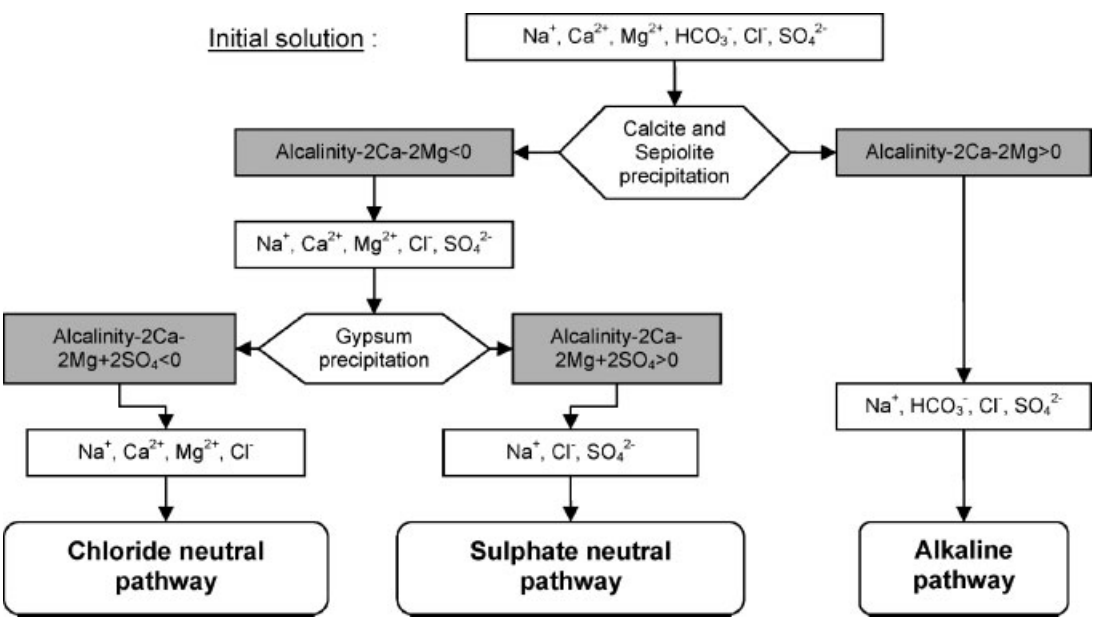


Figure 1. Some possible pathways for evaporation of natural waters (from Appelo and Postma, 1993; Marlet and Job, 2006).

Copyright © 2009 John Wiley & Sons, Ltd.

DOI: 10.1002/ird

In the Lower Chelif plain, cropping systems are closely linked to the levels of salinity: sensitive citrus and vegetable crops are grown on the upper lands, and tolerant olive trees and artichokes on the lower lands, which are more tolerant to salinity. This confirms the hypothesis that farmers adapt their cropping systems to soil salinity. In addition, the rental value and sometimes the sale price of land are also linked to the salinity level even if the existence of a well on a particular plot may greatly affect its price. Another observed strategy of adaptation was that tenant farmers always avoided the salinity problem by choosing nonsaline soils in the upper parts of the plain.

The surveys conducted in the Lower Chelif plain revealed specific farmers' practices to control salinity. In highly saline areas, sowing is generally done at the top of the ridge. In less saline conditions, crop rotation alternated irrigated salt-tolerant crops (like artichokes) and nontolerant crops (like watermelons) and a leaching period of one or two years during which rainfed cereals were grown.

Farmers' perceptions of salinity were clearly revealed by comparing what farmers said when provided with the results of soil laboratory analyses. Figure 2 lists farmers' perceptions of soil salinity (yes or no) versus the measured salinity and sodicity of the topsoil. There was a close link between farmers' perceptions and salinity of the topsoil since in 56 out of 60 cases there was agreement between farmers' assessments and laboratory results. This may be explained by the farmers' good knowledge of the soil properties which was reflected in the use of local specific soil terminology. This is the result of farmers' long practice and experience in dealing with salinity. However, four farmers said they perceived no soil salinity, whereas measured soil salinity was above 5 dS m^{-1}. We noticed that some of these cases corresponded to some of the few plots that were artificially drained in the region. One possible explanation is that these farmers may have believed that their fields *should not* be salt-affected since they were drained. Other farmers in this group also had an off-farm income and were consequently probably less concerned by agricultural issues – and salinity issues in particular – than others. Farmers in the upper lands perceived neither the *soil and water sodicity* nor the *salinity of irrigation water as an issue*. The use of deep groundwater for irrigation is recent. Since the farmers have not yet observed any effects, they do not consider salinity as a constraint.

In the oasis, the land use systems comprise three levels of vegetation: date palm, which is the major source of income and is adapted to saline conditions; fruit trees and vegetables or fodder crops. However, in Fatnassa, the fruit trees disappeared and palm trees are only combined with low intensive fodder crops. Salinity problems were not mentioned by the farmers as a primary cause of low cropping intensities (and the abandonment of the fruit trees) for which they gave three main reasons: (1) the water deficit, despite the recent modernization of the system, which they expressed in terms of the infrequent water delivery turns, which could reach 2-month intervals during the peak summer season; (2) problems of waterlogging in winter; and (3) the high temperature of irrigation water from the deep artesian aquifer.

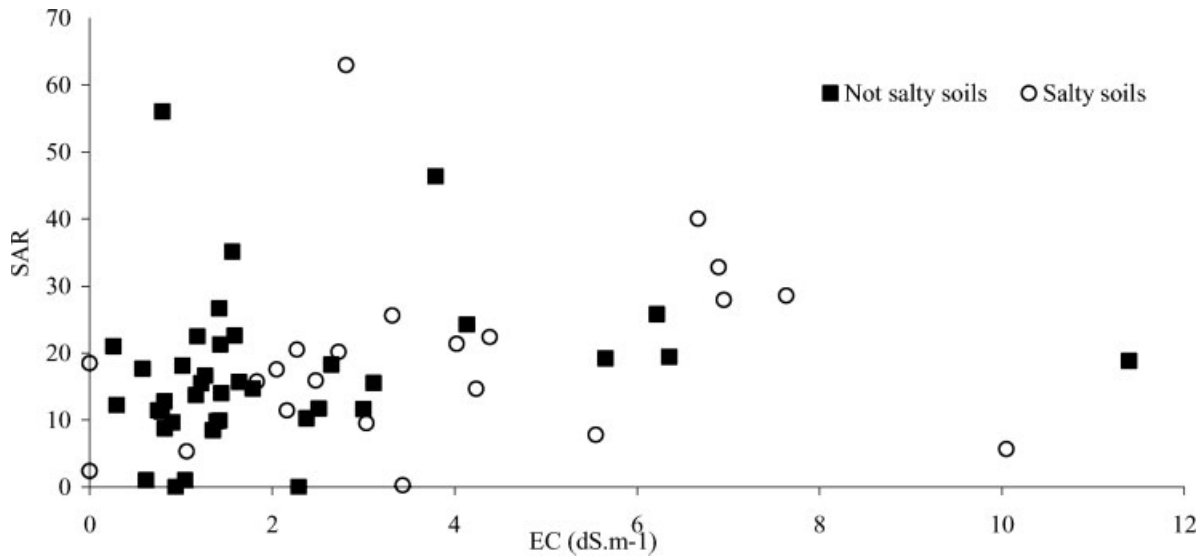


Figure 2. Farmers' perceptions of soil salinity compared with measured salinity and sodicity of the topsoil in the Lower Chelif plain.

Copyright © 2009 John Wiley & Sons, Ltd.

DOI: 10.1002/ird

The farmers asserted that the water deficit was the result of both uncontrolled extension of date palm plantations and excessive duration of field irrigation. To overcome water shortages, some farmers occasionally used saline water from drainage or groundwater. This water is called ''dead water'' by farmers. They have progressively abandoned its use since they believe that it is responsible for a decrease in fodder crop and date palm productivity. The dead water is perceived by the farmers as a mix between waterlogging and salinity. It is believed to be responsible for low fertility and soil degradation as evidenced by the presence of specific weeds. In winter when more water is available, farmers get rid of ''dead water'' by flushing it through high doses of irrigation. In addition, every three to five years, they supply sand from outside the oasis and manure to improve root development in date palm trees and fodder crops.

Our results show that in both investigated situations, salinity is well understood by farmers who have adapted their cropping systems and practices to deal with it. The two localities also face water stress, which was the major problem mentioned by the farmers. However, whereas salinity has been observed throughout Fatnassa oasis for a long period of time, it is spatially distributed in the Lower Chelif plain with a major difference between the upper and lower lands. This could be the reason why salinity is more directly perceived in the Lower Chelif plain while it is more implicit in Fatnassa oasis. The recent increase in the use of sodic deep groundwater in the Lower Chelif plain is not yet considered as a risky practice by farmers since, up to now, there has been no visible impact on soils and crops.

Identifying salinity patterns by analyzing the variability of salinity

The concentration factors calculated in the two contexts showed a considerable spatial heterogeneity in soil salinity. In Fatnassa oasis, the average concentration factor was 3.95 (median of 4.02), the concentration factor varied within a range of 1.51–7.01, and the distribution was normal with a standard deviation of 1.43 (36.2% of the average). In the Lower Chelif plain, the average concentration factor was 10.18 (median of 7.73), the concentration factor varied within a range of 1.47–30.6, and the observed values were distributed asymmetrically toward the highest value with a standard deviation of 7.31 (71.8% of the mean). In spite of more saline irrigation water and groundwater, leaching appeared to be more efficient and homogeneous in the Fatnassa oasis than in the Lower Chelif plain.

In the Fatnassa oasis, groundwater salinity varied from 5.85 to 18.5 $dS\,m^{-1}$ (Figure 3). The most saline areas were located in the lower lands close to the drainage outlets where the groundwater is shallowest. In the upper lands, drainage was good and salinity low. The nature of the soil is the second factor that explains the distribution of salts: the permeability of the soils favors groundwater flow to a greater extent, thereby enabling salt to be leached.

At the larger scale of the Lower Chelif plain, salinity displayed some more complex features (Figure 4). Salinity reached up to 60 $dS\,m^{-1}$, i.e. almost 35 times more than that in the irrigation water in the western part of the plain, particularly in the Gaa area (a closed depression). Salinity was systematically lower along the main stream (Oued Chelif) of the plain than in neighboring areas, which can be explained by preferential drainage along the river. However, several salinity spatial structures with distinct ranges and levels of variability were observed in different parts of the Lower Chelif plain. Soil type distribution was mainly responsible for these structures since clayey soils are the most salt-affected.

At a smaller scale, both in the Fatnassa oasis and in the Lower Chelif plain, a high nugget effect was observed in the variograms indicating a significant degree of short-range variability. We propose the hypothesis that these micro-variations of salinity pattern could be mostly linked to soil types in Fatnassa, whereas they could be mostly linked to irrigation practices in the Lower Chelif plain. If this hypothesis were confirmed, the spatial repartition of salinity in Lower Chelif would be expected to change due to the increasing use of groundwater.

Soil salinization trends

The chemical composition of shallow groundwater in Fatnassa and deep groundwater and surface water (Gargar dam) in Lower Chelif are presented in Table I and Figure 5. The concentration diagrams (Figure 5) reveal distinct trends in the major chemical components with respect to chloride. At both sites, the increase in sodium

Copyright © 2009 John Wiley & Sons, Ltd.

DOI: 10.1002/ird

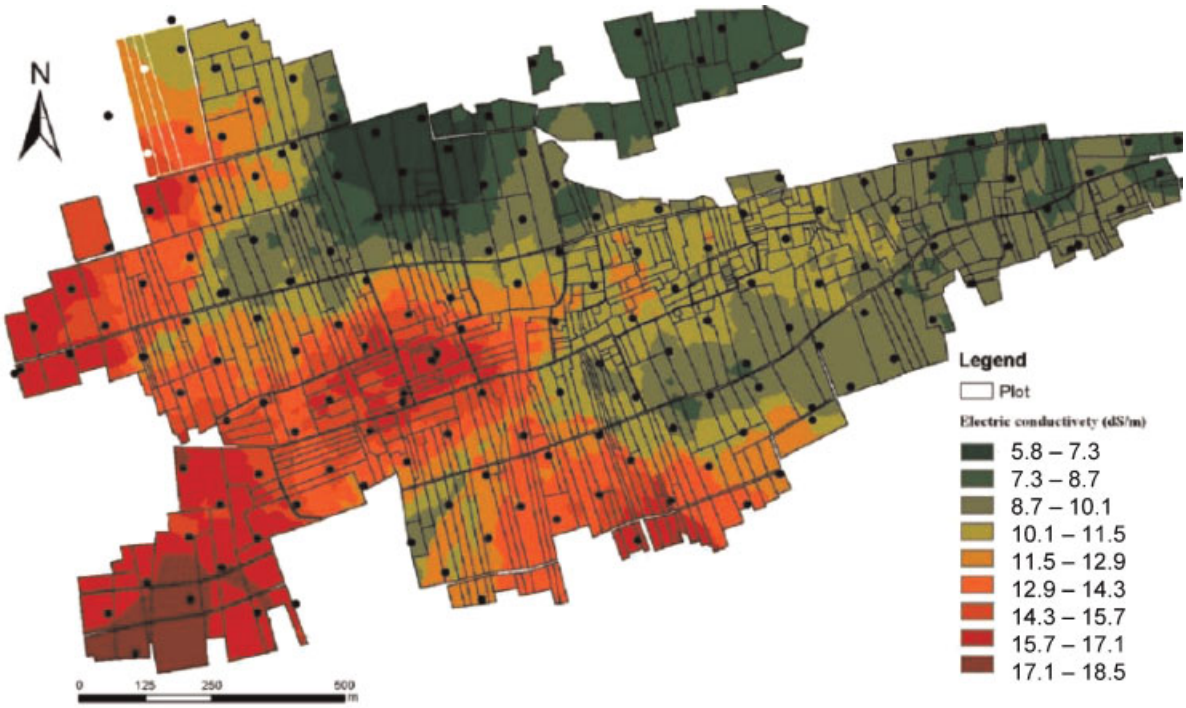


Figure 3. Salinity of shallow groundwater in the Fatnassa oasis. This figure is available in colour online at www.interscience.wiley.com/journal/ird

concentration was proportional to that of chloride. Neither chloride nor sodium precipitated. The increasing rates of calcium and carbonate alkalinity were lower than that of chloride, indicating calcite precipitation. At Fatnassa, sulfate increased less than chloride, indicating gypsum dissolution or precipitation. The rate of magnesium increase was first proportional to that of chloride then decreased when the chloride concentration was higher than $80\,\mathrm{mmol_c\,l^{-1}}$. This suggests (sepiolite-like) Mg-silicate or Mg-carbonate precipitation. Since both calcite and gypsum precipitated, the RA with respect to calcite and gypsum precipitation was first positive. As additional precipitation of magnesium was revealed in the more saline groundwater, RA with respect to calcite, gypsum and sepiolite precipitation became negative. The experimental data showed that the rate of calcium increase was first lower and then higher than that of carbonate alkalinity, which is in agreement with the RA concept. The main trend at Fatnassa is consequently toward neutral salinity. In the Lower Chelif plain, no precipitation of sulfate and magnesium was observed in the shallow groundwater since both increased proportionally with chloride. Only calcite precipitated and the RA of the irrigation water with respect to calcite precipitation was negative. Thus the rate of increase in calcium was expected to be higher than that of carbonate alkalinity, which is in agreement with the experimental data.

In the lower Chelif plain, the RA of the deep groundwater (now conjunctive used for irrigation with surface water) corresponding with the successive precipitation of calcite, gypsum and sepiolite are plotted against chloride in Figure 6. A single point of the surface water is also plotted since its properties were stable. Since most of the deep groundwater samples were close to equilibrium with calcite and gypsum, these minerals are likely to precipitate rapidly in the soil under the influence of irrigation and evaporation. The surface water (Gargar dam) and most of the groundwater samples were characterized by positive RA with respect to calcite and gypsum precipitation. Because groundwater is much more concentrated than surface water, sepiolite precipitation is likely to occur with the increase in alkalinity and magnesium molality, as was observed in Fatnassa.

As a consequence, *for the most saline groundwater*, the RA with respect to calcite, gypsum and sepiolite precipitation was negative and the neutral salinity hazard was expected to be dominant. In this case, the soil solution would be expected to evolve in the same way as in Fatnassa, i.e. toward the saline pathway. Due to the high salinity of groundwater, salinity hazard will be increased.

Copyright © 2009 John Wiley & Sons, Ltd.

DOI: 10.1002/ird

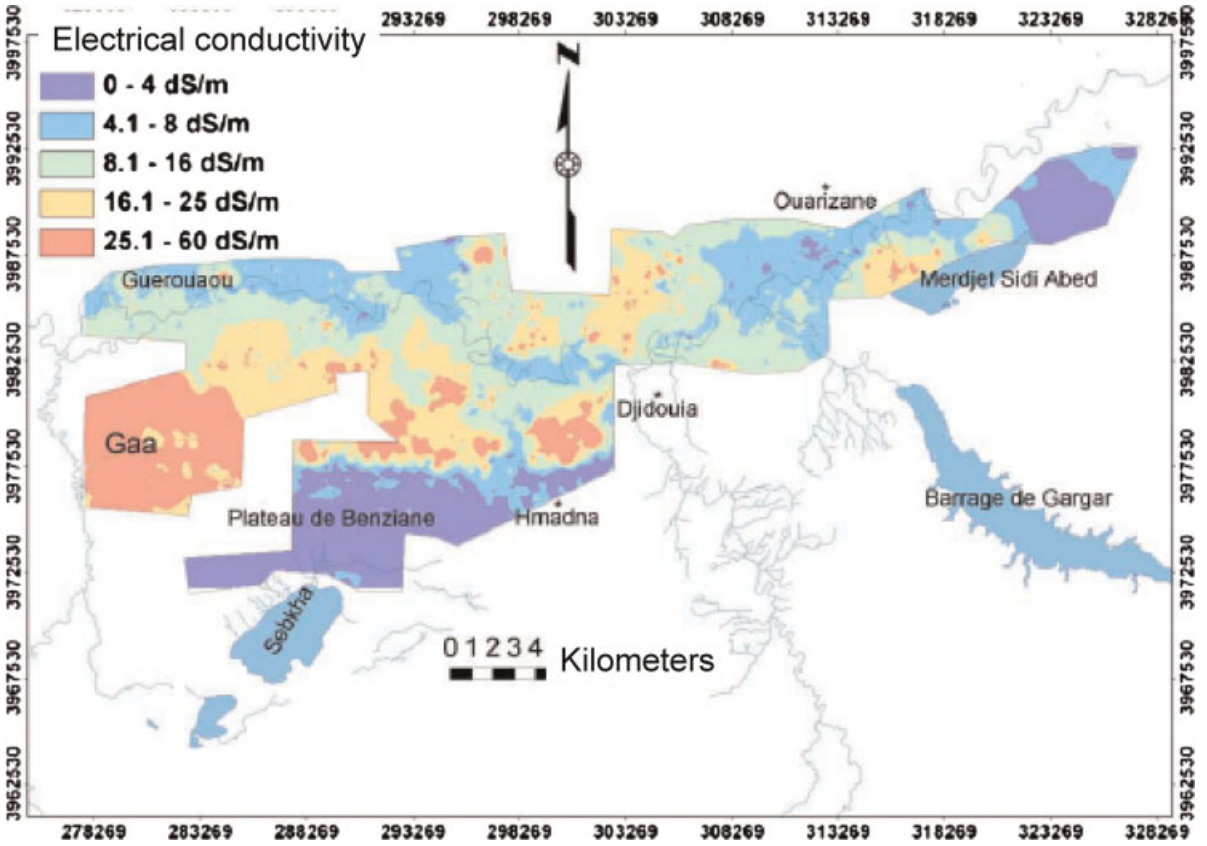


Figure 4. Soil salinity in the Lower Chelif plain. This figure is available in colour online at www.interscience.wiley.com/journal/ird

Inversely, RA was positive *for the surface water and the less saline groundwater*. In these conditions, the soil solution would be expected to evolve through a process of alkalinization, and the sodium hazard is likely to be high due to the expected increasing disequilibrium between sodium and divalent cations, i.e. calcium and magnesium. This presents a major risk to agriculture in the area.

DISCUSSION

In both investigated situations we showed that farmers have adapted their practices to deal with salinity. This may be explained by the fact that farmers' knowledge is inherited, acquired through *in situ* generation-long practical

Table I. Composition of irrigation waters in the Lower Chelif and Fatnassa irrigation schemes

	EC	Ca	Mg	Na	K	Cl	SO_4	HCO_3	RA_c[a]	RA_{c+g}[b]	RA_{c+g+s}[c]
	($dS\ m^{-1}$)	($mmol_c\ l^{-1}$)									
Lower Chelif (Gargar dam)	1.73	5.64	2.38	4.70	0.18	3.67	7.04	2.92	−2.72	+4.32	+1.94
Fatnassa (groundwater wells)	3.97	15.07	9.91	17.43	1.02	22.51	16.57	1.33	−13.74	+1.33	−8.58

[a]RA_c: Residual alkalinity with respect to calcite.
[b]RA_{c+g}: Residual alkalinity with respect to calcite and gypsum.
[c]RA_{c+g+s} Residual alkalinity with respect to calcite, gypsum and sepiolite.

Copyright © 2009 John Wiley & Sons, Ltd.

DOI: 10.1002/ird

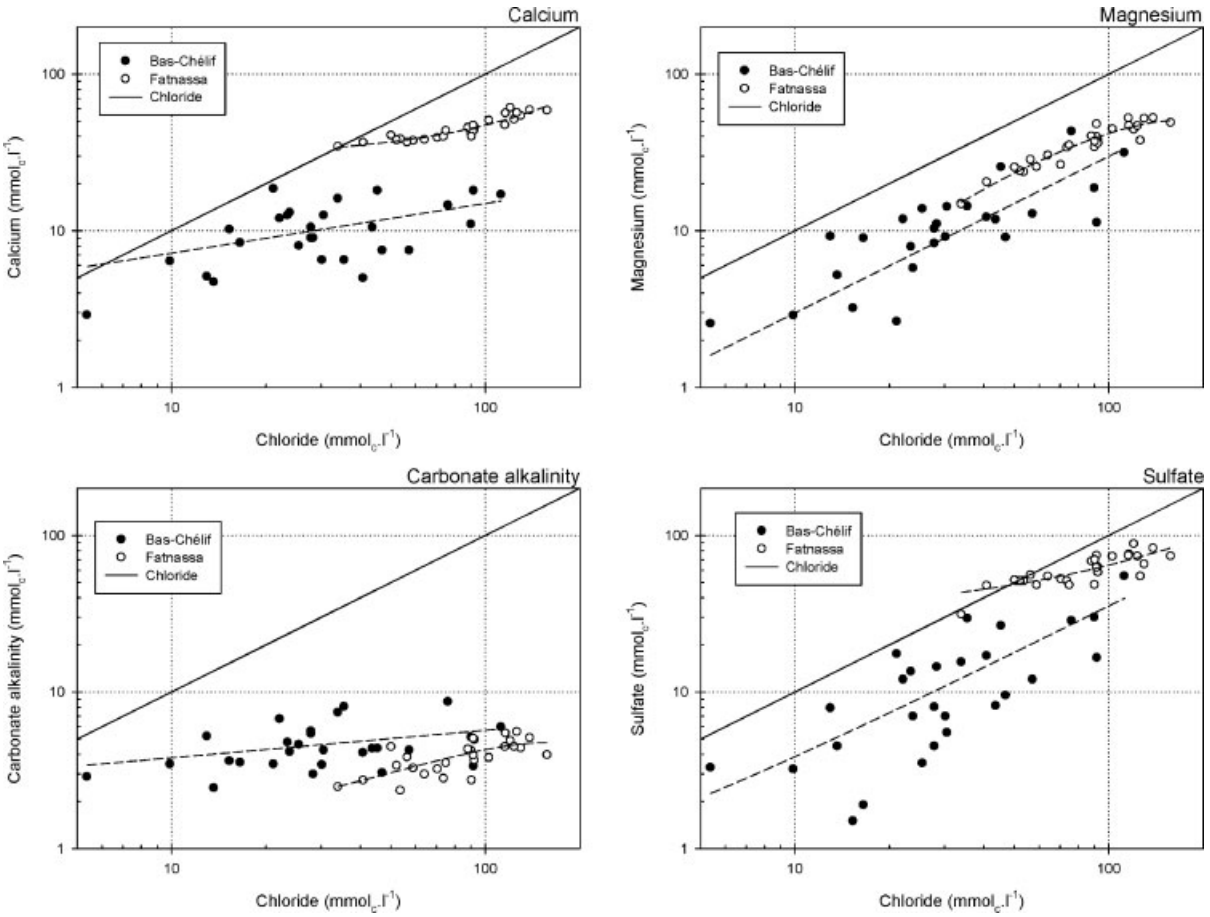


Figure 5. Concentration diagrams of the shallow groundwater of Fatnassa oasis and of Lower Chelif plain: calcium, magnesium, sulfate and carbonate.

reflective experiments (Ali, 2003). However, whereas salinity has been present from time immemorial in the Fatnassa oasis, the phenomenon is more recent in the Lower Chelif plain and is linked to water scarcity and groundwater use. The crops in the Lower Chelif plain are also more sensitive, except for artichoke, than the date palm tree and fodder crops in Fatnassa oasis. This may explain why salinity is more directly perceived in this region, while it is more implicit in the Fatnassa oasis. The case of tenant farmers in the Lower Chelif plain and

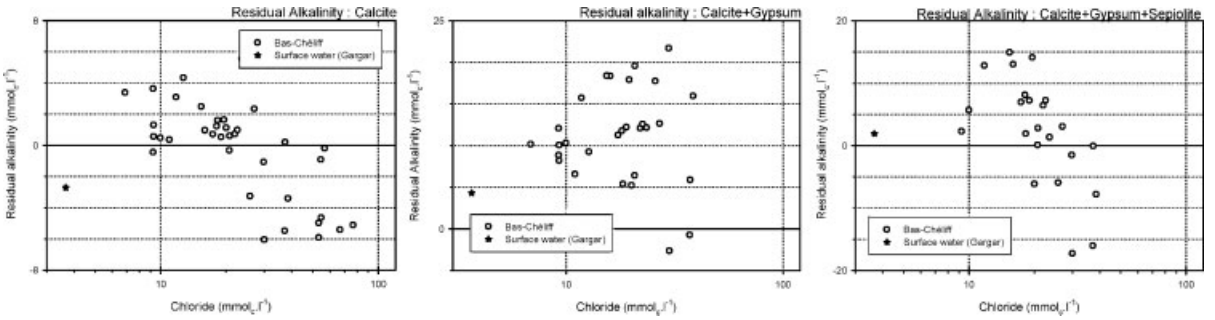


Figure 6. Residual alkalinity of the deep groundwater currently used for irrigation in the Lower Chelif plain.

Copyright © 2009 John Wiley & Sons, Ltd.

DOI: 10.1002/ird

extended landownership in Fatnassa revealed the existence of individual strategies for salinity management: each group chose cropping areas that avoid natural constraints including salinity. In the two cases, a classical upstream–downstream salinity structure was observed. This structure is clearly perceived in Lower Chelif whereas it was revealed by our surveys in Fatnassa.

However, spatial analysis revealed a more complex structure generated by new irrigation practices (use of marginal groundwater quality) in the Lower Chelif plain. Identifying such salinity patterns is a useful step to prioritize actions for salinity management.

RA analysis revealed two contrasted patterns of salinity: (1) a traditional salinity pattern in Fatnassa oasis which evolved toward neutral salinity hazards, and where the salinity balance is the main issue due to inappropriate irrigation and drainage practices; (2) a more complex and recent salinization pattern in the Lower Chelif plain, where the use of the new source of irrigation (deep groundwater) induces either neutral salinization or alkalinization processes depending on the chemical composition of surface and groundwaters used for irrigation. Since RA is positive for some saline groundwater samples, the sodium hazard will be increased, compared with that predicted from the SAR. The latter salinization pattern suggests that the representation of the main soil salinization trends developed by Marlet and Job (2006) presented in Figure 2 should be adapted to the more complex irrigation and salinity practices now observed in many irrigated systems.

The comparison of our results from the Lower Chelif plain also show the limits of local knowledge systems if they are not connected to more universal, scientific knowledge systems. Local knowledge is limited when faced with rapid changes in contextual factors (in our case the increasing use of marginal groundwater quality). The spatial distribution of salinity driven by topography is expected to change, but this is difficult for farmers to grasp. Scientists can play a useful role in simulating the impact of marginal water quality on soil alkalinity over time, and isolating the alkalinity drivers. However, scientific knowledge systems are only useful when they have strong links with local knowledge systems (Röling and Wagemakers, 2000).

CONCLUSION

The method used in the present study to identify farmers' perceptions of salinity is the first step toward a sociocognitive approach meant to understand the process of individual adaptation to salinity. Grothmann and Patt (2005) successfully implemented a similar approach to explain the individual adaptation to climate change and discussed the importance of their findings by predicting future adaptations.

The results of this study showed that our approach was able to identify the salinity patterns in two contrasted situations, and to link these patterns to different physical factors and farmers' practices. These results may contribute to improve current environmental assessment studies, which generally neglect the dynamics of physical processes, and ignore the strong links between farmers' practices and physical processes. Such environmental assessment studies can in turn provide useful indications about the ''salinity drivers'', which can help the actors to reduce the risk of salinity. Understanding both the physical and adaptation processes should also help extension services design effective messages for salinity management.

REFERENCES

Adaman F, Ozertan G. 2007. Perceptions and practices of farmers towards the salinity problem: the case of Harran Plain, Turkey. *International Journal of Agricultural Resources, Governance and Ecology* **6**: 533–551.

Al Droubi A. 1976. Géochimie des sels et des solutions concentrées par évaporation. Modèle thermodynamique de simulation. Application aux sols salés du Tchad. PhD Thesis, University of Strasbourg.

Al Droubi A, Fritz B, Gac J-Y, Tardy Y. 1980. Generalized residual alkalinity concept, application to prediction of the chemical evolution of natural waters by evaporation. *American Journal of Science* **280**: 560–572.

Ali AMS. 2003. Farmers' knowledge of soils and the sustainability of agriculture in a saline water ecosystem in Southwestern Bangladesh. *Geoderma* **111**: 333–353.

Appelo CAJ, Postma D. 1993. *Geochemistry, Groundwater and Pollution*. A.A. Balkema: Rotterdam, Netherlands.

Ayers RS, Westcot DW. 1985. Water quality for agriculture. 29 rev.1, FAO, Rome, Italy.

Copyright © 2009 John Wiley & Sons, Ltd.

DOI: 10.1002/ird

Bastiaanssen WGM, Allen RG, Droogers P, D'Urso G, Steduto P. 2007. Twenty-five years modeling irrigated and drained soils: state of the art. *Agricultural Water Management* **92**: 111–125.

Boulaine J. 1957. Etude des sols des plaines du Cheliff. PhD thesis, Université d'Alger; 582 pp.

Bouwer H. 1969. Salt balance, irrigation efficiency and drainage design. *Journal of Irrigation and Drainage Division* **95**: 153–170.

Davis R, Hirji R. 2003. *Irrigation and Drainage Development*. The World Bank: Washington, DC.

Douaoui AEK, Nicolas H, Walter C. 2006. Detecting salinity hazards within a semiarid context by means of combining soil and remote-sensing data. *Geoderma* **134**: 217–230.

Eaton FM. 1950. Significance of carbonates in irrigation waters. *Soil Science* **69**: 123–133.

Ghazouani W, Marlet S, Mekki I, Vidal A. 2009. Farmers' perceptions and engineering approach in the modernization of a community-managed irrigation scheme. a case study from an oasis of the Nefzawa (south of Tunisia). *Irrigation and Drainage* **58**: S285–S296.

Grothmann T, Patt A. 2005. Adaptive capacity and human cognition: the process of individual adaptation to climate change. *Global Environmental Change* **15**: 199–213.

Hardie LA, Eugster HP. 1970. The evolution of closed-basin brines. *Mineralogical Society of America*, Special publication 3, 273–290.

Haw M, Cocklin C, Mercer D. 2000. A pinch of salt: landowner perception and adjustment to the salinity hazard in Victoria, Australia. *Journal of Rural Studies* **16**: 155–169.

Kielen N. 1996. *Farmers' Ability to Cope with Salinity and Sodicity.* Research Report No. 6, International Irrigation Management Institute, Lahore, Pakistan, 78 pp.

Khan S, Tariq R, Yuanlai C, Blackwell J. 2006. Can irrigation be sustainable? *Agricultural Water Management* **80**: 87–99.

Marlet S. 2004. Evolution des systèmes d'irrigation et gestion de la salinité des terres irriguées. In *Proceedings of the Seminar on the Modernization of Irrigated Agriculture*, 19–23 April 2004, Rabat, Morocco, Hammani A, Kuper M, Debbarh A (eds); 241–251. url: http://halshs.archives-ouvertes.fr/WADEMED2004/fr/

Marlet S, Job JO. 2006. Processus et gestion de la salinité des sols. In *Traité d'irrigation*, 2nd edn, Tiercelin JR, Vidal A (eds). Tec & Doc Lavoisier: Paris, France.

Postel S. 1999. *Pillar of Sand: Can the Irrigation Miracle Last?*. W.W. Norton: New York.

Richards LA. 1954. *Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils*, Handbook No. 60, US Salinity Laboratory.

Ritzema HP. 1994. *Drainage Principles and Applications*, Publication 16, 2nd edn. ILRI: Wageningen, the Netherlands; 1125 pp.

Röling NG, Wagemakers MAE. 2000. *Facilitating Sustainable Agriculture: Participatory Learning and Adaptive Management in Times of Environmental Uncertainty.* Cambridge University Press: Cambridge, UK; 348 pp.

Schoups G, Hopmans JW, Tanji KK. 2006. Evaluation of model complexity and space-time resolution on the prediction of long-term soil salinity dynamics. *Hydrological Processes* **20**: 2647–2668.

Smedema LK, Shiati K. 2002. Irrigation and salinity: a perspective review of the salinity hazards of irrigation development in the arid zone. *Irrigation and Drainage Systems* **16**: 161–174.

Thayalakumaran T, Bethune MG, McMahon TA. 2007. Achieving a salt balance – should it be a management objective? *Agricultural Water Management* **92**: 1–12.

Van Beek CGE, Van Breemen N. 1973. The alkalinity of alkali soils. *Journal of Soil Science* **24**: 129–136.

Zimmer D, Bouarfa S. 2006. Le drainage en périmètres irrigués. In *Traité d'irrigation*, 2nd edn, Tiercelin JR, Vidal A (eds). Tec & Doc Lavoisier: Paris, France.

Copyright © 2009 John Wiley & Sons, Ltd.

DOI: 10.1002/ird

« Scénariologie participative » : une démarche d'apprentissage social pour appréhender l'avenir de l'agriculture irriguée dans la Mitidja (Algérie)

Amar Imache[1,2]
Mathieu Dionnet[3]
Sami Bouarfa[2]
Jean-Yves Jamin[4]
Tarik Hartani[1]
Marcel Kuper[4,5]
Patrick Le Goulven[6]

[1] Institut national agronomique (INA)
Département du Génie rural
El Harrach
16 200 Hassan-Badi Alger
Algérie
<imache.amar@gmail.com>
<rik_hartani@yahoo.fr>

[2] Cemagref
Umr G-Eau
BP 5095
F-34196 Montpellier cedex 5
France
<sami.bouarfa@cemagref.fr>

[3] Lisode
BP 5095
F-34196 Montpellier cedex 5
<mathieu.dionnet@lisode.com>

[4] Cirad
Umr G-Eau
F-34398 Montpellier cedex
France
<jamin@cirad.fr>
<kuper@cirad.fr>

[5] IAV Hassan II
Département Génie rural
BP 6202 Rabat
Instituts
Maroc

[6] IRD
Whymper 442 y Coruña
AP 17 12 857
Quito
Équateur
<Patrick.LeGoulven@ird.fr>

doi: 10.1684/agr.2009.0324

Tirés à part : A. Imache

Résumé

Cette étude présente une démarche participative utilisée pour aider les acteurs de la profession agricole de la plaine de la Mitidja en Algérie à réfléchir sur le futur de leur agriculture, et en particulier sur l'utilisation de l'eau et du foncier. Plusieurs ateliers participatifs ont réuni des agriculteurs et des représentants d'institutions agricoles locales. S'inscrivant dans une optique d'apprentissage social, cette démarche que nous proposons d'appeler « scénariologie participative » a permis d'identifier les contraintes actuelles au développement agricole de la région et de construire des scénarios d'évolution permettant une visualisation commune de l'avenir. Ce travail révèle la nécessité, pour les agriculteurs travaillant des terres publiques, de s'organiser de manière dynamique autour de l'eau et du foncier à travers des arrangements informels qui aménagent les règles officielles. L'utilisation de la « scénariologie participative » permet également de lancer des débats constructifs entre les différents acteurs du monde agricole, échange qui semble primordial pour amorcer une cogestion de l'agriculture dans la zone étudiée.

Mots clés : Algérie ; apprentissage ; eau souterraine ; participation des agriculteurs.

Thèmes : eau ; économie et développement rural ; formation ; méthodes et outils ; territoire ; foncier ; politique agricole et alimentaire.

Abstract

"Participatory scenariology": A social learning approach to conceive the future of Mitidja's irrigated agriculture

In order to help the actors of the agricultural sector think about the future, we developed a participatory approach in the Algerian Mitidja irrigation scheme. It focuses on the arrangements put in place by farmers to promote efficient management of water and land. Several types of participatory workshops were organized, bringing together farmers and representatives of local agricultural agencies. Following a social learning goal, this so-called "participatory scenariology" approach allows the participants to identify the actual constraints of agricultural development and explore evolution scenarios. This step leads to the definition of a common vision of the future between participants. This work reveals a recurring and essential need for farmers to continuously organize themselves around water and land through informal arrangements. The "participatory scenariology" also initiates a constructive discussion which constitutes the first step of a real co-management of irrigated agriculture in this area.

Key words: agricultural training; Algeria; farmer participation; groundwater.

Subjects: economy and rural development; territory; land use; agricultural and food production policy; tools and methods; training; water.

Les politiques agricoles et foncières des pays en développement ont suivi deux grands modèles : la collectivisation dans les pays dits socialistes et les grandes propriétés dans les pays dits capitalistes. Selon Petit (2006), la collecti-

visation des terres a fortement marqué les exploitations agricoles des pays socialistes. Après son indépendance, l'Algérie a suivi une politique de collectivisation (Bessaoud, 2005). À la fin des années 1980, après un désengagement rapide de l'État, des exploitations agricoles collectives (EAC) ont remplacé les grands domaines socialistes. Les attributaires des EAC furent alors amenés à mettre en place des arrangements de proximité afin de pouvoir produire en dehors du cadre collectif imposé. De tels arrangements sont une forme de coordination non marchande, indispensable pour les acteurs qui les mettent en place (Beuret, 1999).

Dans la plaine irriguée de la Mitidja, les arrangements existants sont encore informels et non reconnus par l'État. Afin de pouvoir comprendre ces arrangements et aider les agriculteurs à réfléchir sur leur avenir, nous avons mis au point une méthode participative innovante, impliquant différents acteurs. Depuis une vingtaine d'années, l'implication des acteurs est de plus en plus admise dans l'élaboration et la mise en œuvre d'actions de développement (Bonnal *et al.*, 2003). Des études récentes montrent que la participation d'acteurs liés par un bien commun à une réflexion collective, permet d'élaborer des solutions de gestion partagées (Beuret, 1999 ; Beuret et Mouchet, 2000 ; D'Aquino, 2002).

Cette étude aborde en premier lieu les mécanismes sur lesquels reposent les dynamiques agraires dans la Mitidja, avec un bref rappel historique. Elle présente ensuite les différentes phases de notre démarche de « scénariologie participative », de la conception à l'organisation d'ateliers à l'échelle des EAC et du territoire irrigué de la Mitidja. Enfin, les résultats sont présentés et discutés.

La Mitidja et les réformes agraires

À l'indépendance de l'Algérie, en 1962, l'ensemble des terres occupées par les colons devint propriété de l'État. De nombreuses fermes vacantes étant menacées d'occupation privée, la nationalisation des terres se fit dans l'urgence, et la structure des nouvelles fermes fut donc calquée sur celle des fermes coloniales (Chaulet, 1971). Ces terres publiques furent d'abord structurées en grands domaines dits autogérés, mais qui fonctionnaient cependant à l'opposé du concept d'autogestion défini par le maréchal yougoslave Tito – « *…l'entreprise doit être gérée par ceux qui y travaillent* » (Chen, 1986), et étaient en fait soumises à une gestion centralisée.

En 1971, le président Boumediene lança la révolution agraire, avec la constitution de coopératives puis de domaines agricoles socialistes (Adair, 1982). En 1987, devant l'échec de la collectivisation, une nouvelle réforme agraire entama un découpage de ces domaines en exploitations agricoles individuelles (EAI) et collectives (EAC). Les attributaires d'une EAC – 3 à 20 attributaires pour 9 à 50 hectares – bénéficient d'un droit de jouissance perpétuelle sur les terres, qui « *doivent être exploitées collectivement et dans l'indivision, avec des quotes-parts égales entre chacun des membres du collectif librement associé. Chaque producteur ne peut prétendre à plus d'une quote-part ni faire partie de plus d'un collectif* » (Loi 87/19, JORA, 1987).

Cependant, sans partage possible de la terre et du travail entre attributaires, « *le principe contenait les germes de sa propre dissolution* » (Aït Amara, 2002). Le statut foncier et les règles de gestion des EAC sont comparables à ceux des *ejidos* au Mexique, qui réunissent un groupe de paysans bénéficiaires sur des terres distribuées par l'État : les dotations *ejidales* ne peuvent être ni vendues, ni louées, ni hypothéquées (Hoffmann, 1998).

La *figure 1* récapitule les grandes évolutions des structures agraires algériennes depuis 1962.

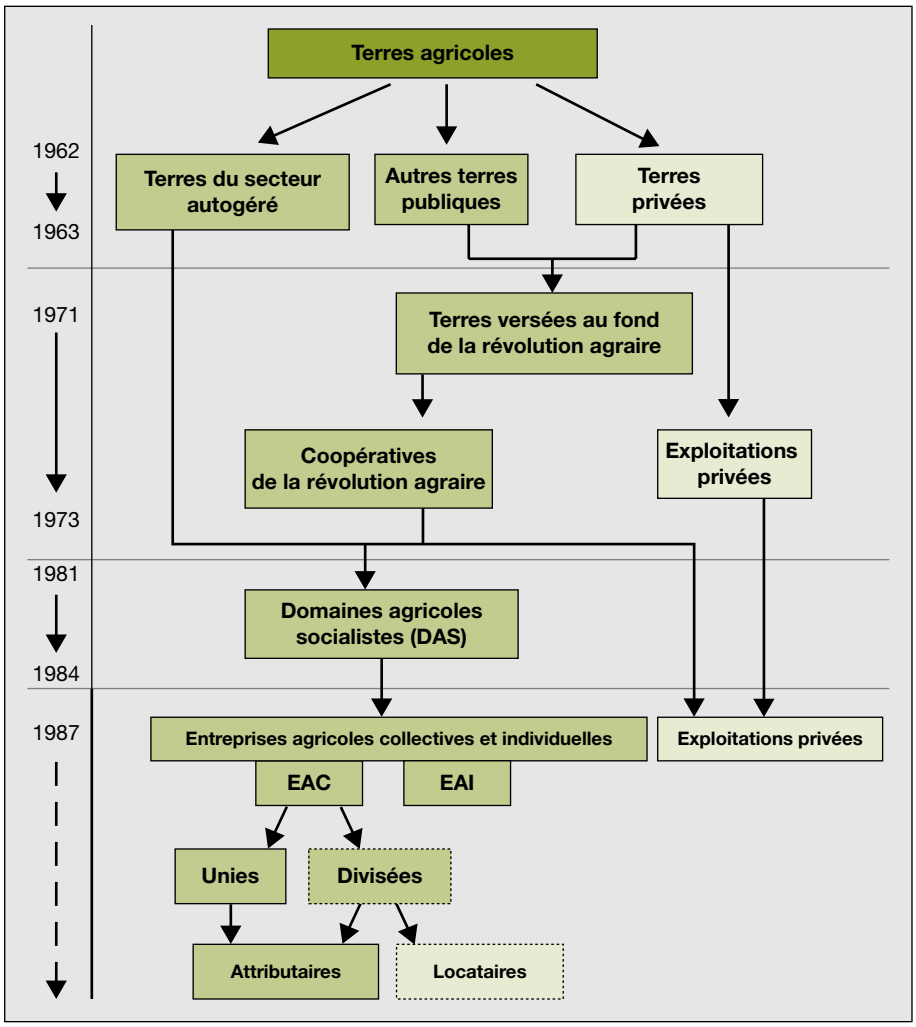


Figure 1. Évolution des structures agraires algériennes depuis 1962 (d'après Terranti, 2003).

Figure 1. Evolution of Algerian agrarian structures since independence (from Terranti, 2003).

Dès les premières années après la réforme de 1987, des arrangements informels apparurent pour gérer les différents facteurs de production (foncier, eau, capital…). Certaines EAC furent ainsi partagées à l'amiable (« éclatement » interne). Certains attributaires s'organisèrent autour de forages pour pallier les dysfonctionnements du réseau collectif de surface. Des locataires firent leur apparition, pratiquant le maraîchage de plein champ, puis sous serre. Aujourd'hui, plus de 70 % des EAC sont divisées de fait, seules les EAC agrumicoles restant encore unies : la présence pérenne des agrumes y constitue en effet une orientation stratégique qui ne peut être remise en débat à chaque campagne.

Matériel et méthode

Suite à un important travail d'enquête et à la réalisation d'une typologie des EAC (Imache, 2008), une démarche participative a été conçue, afin d'affiner l'analyse des arrangements dans les EAC et de mettre en place un dialogue prospectif entre agriculteurs (attributaires et locataires) et institutions agricoles locales. Une première phase s'est déroulée en communauté de pratiques (Wenger, 1998), avec des chercheurs montpelliérains travaillant sur la mise en œuvre et l'amélioration d'outils participatifs pour la recherche-action. Plusieurs ateliers ont été organisés : des ateliers méthodologiques, pour concevoir la démarche et les supports adéquats, puis des ateliers de tests, lors desquels ont été simulées les différentes étapes de la méthode *(figure 2)*.

Ce travail a conduit à la création d'une démarche originale que nous avons nommée « scénariologie participative ». Elle intègre des caractéristiques spécifiques, des exercices de simulation politique, comme la mise au point, l'expérimentation et l'analyse de scénarios (Duke et Geurts, 2004 ; Toth, 1988), ainsi que des techniques de modélisation participative, comme la construction commune de modèles correspondant à la représentation que se font les participants d'une situation (Daniell, 2008). À la différence des démarches de prospective plus classiques, qui visent à construire une image du futur sur la base d'une expertise externe, la « scénariologie participative » vise à projeter les participants dans un avenir dont ils sont acteurs à part entière. Cette démarche s'est également inspiré des jeux de rôles développés au Maroc par Dionnet *et al.* (2008) pour accompagner des agriculteurs dans la conception de projets d'irrigation.

La démarche de « scénariologie participative » repose sur une combinaison de différents types d'ateliers *(figure 3)* impliquant des agriculteurs (ateliers 1 et 2), des institutions (atelier 3), et les deux types d'acteurs ensemble (atelier 4). Cette combinaison vise à impliquer les participants dans un processus d'apprentissage social (Pahl-Wostl *et al.*, 2008), pour aboutir à une discussion constructive et identifier des solutions partagées avec une optique de cogestion des problèmes identifiés. Pour permettre aux participants de s'approprier ce processus, des supports de discussion pédagogiques et une technique d'inversion des rôles entre participants, ont été mobilisés. L'ensemble des ateliers de terrain a été animé en arabe pour faciliter l'expression de tous les acteurs.

Les premiers ateliers (ateliers 1, *figure 3*) ont été conduits avec quatre EAC différentes. Chaque atelier est structuré en trois étapes : *i*) construire un plan de l'EAC, avec les différents centres de décision, les points d'eau et les cultures, à l'aide de cartons prédessinés ; *ii*) sur la base de cette représentation coconstruite, discuter des arrangements entre attributaires et locataires à l'intérieur et à l'extérieur de l'EAC et de leurs principales contraintes ; *iii*) faire une analyse prospective en se référant aux contraintes identifiées et déterminer des scénarios d'évolution avec des stratégies d'adaptation *(figure 4)*.

Les trois ateliers suivants ont été conduits quelques mois plus tard. Les ateliers 2 et 3 (*figure 3*) ont été menés, avec d'un côté des agriculteurs ayant participé aux ateliers 1, et de l'autre des représentants



Figure 2. Un atelier « jeu de rôles » où les participants simulent des agriculteurs pour tester le support de discussion et les techniques d'animation.

Figure 2. A "role play" workshop where participants simulate farmers to test the discussion support and animation method.
EAC : exploitation agricole collective.

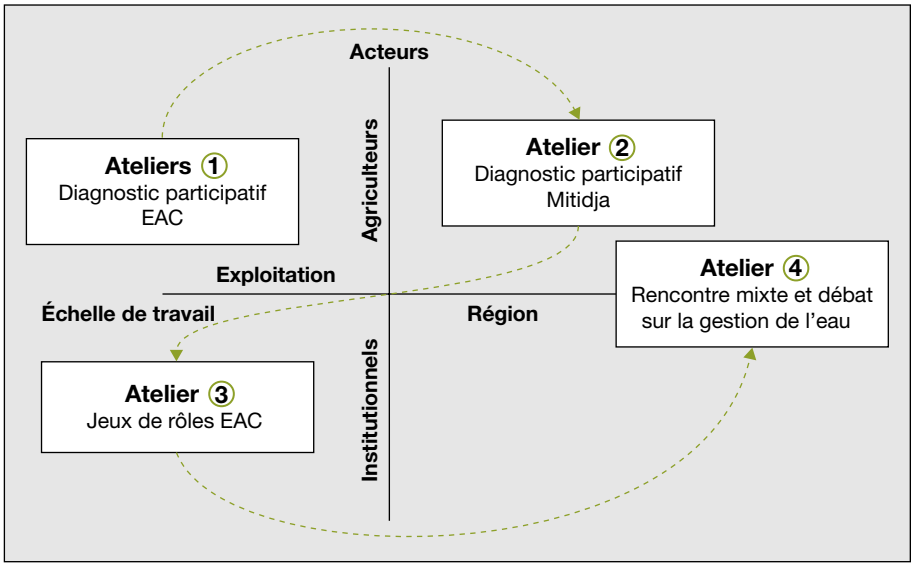


Figure 3. Schéma synthétique des étapes de la démarche, avec, en axe horizontal, l'échelle de travail (exploitation ou région) et, en axe vertical, les acteurs concernés par chaque atelier.

Figure 3. Summary design of the process steps, with the horizontal axis representing work scale (farm or region) and the vertical axis representing the players involved in each workshop.
EAC : exploitation agricole collective.

d'institutions agricoles locales. Ces ateliers ont suivi la même trame que les ateliers 1, mais avec un objectif différent : mettre chaque type d'acteur à la place de l'autre, les institutionnels en se projetant dans une EAC type, et les agriculteurs en débattant à l'échelle régionale. L'atelier 2 a amené les agriculteurs à réaliser un diagnostic à l'échelle de la Mitidja, avec une vision de gestionnaires, et à discuter des opportunités et contraintes du développement agricole de leur région. Dans le jeu de rôle de l'atelier 3, les institutionnels se sont vus confier la gestion d'une EAC divisée, où chacun incarnait un agriculteur particulier (situation familiale, relation avec les autres membres de l'EAC, cultures pratiquées, accès à un forage, etc.) ; ils ont été amenés ainsi à décrire un projet d'exploitation et à débattre de leur avenir.

Enfin, l'atelier final (atelier 4, *figure 3*) a permis de regrouper agriculteurs et institutionnels. L'objectif était, grâce à la permutation des rôles réalisée lors des ateliers 2 et 3, de faire apparaître les convergences de points de vue sur la situation actuelle et son évolution, et d'identifier ainsi des solutions possibles. Pour cela, et après validation de l'objet du débat par les participants, un arbre à problème (Cracknell, 2000 ; Jackson, 2001) a été élaboré sur le dysfonctionnement du réseau collectif d'irrigation *(figure 5)*. Sur la base des causes identifiées, un travail de planification stratégique a ensuite été conduit, pour identifier les solutions potentielles, les moyens à mettre en œuvre, et les responsabilités de chaque acteur dans ce dysfonctionnement.

À l'issue de chaque atelier, une évaluation collective « à chaud » de la démarche et des résultats obtenus a été réalisée. Puis des entretiens individuels ont été faits avec tous les participants, pour une évaluation *ex post*. Ces évaluations avaient pour but d'apprécier la pertinence de notre démarche en termes de représentativité des résultats, d'apprentissage collectif et de perception des participants les uns vis-à-vis des autres. Les participants ont été également sollicités pour formuler des recommandations d'amélioration de la démarche.



Figure 4. Atelier prospectif avec un groupe d'agriculteurs d'une même exploitation agricole collective (EAC) de la Mitidja.

Figure 4. A prospective workshop with one group of farmers from the same EAC in the Mitidja.



Figure 5. L'arbre à problème construit lors de l'atelier final.

Figure 5. The problem tree constructed during the final workshop.

Résultats

Importance et diversité des arrangements pour l'accès aux ressources

Malgré la multiplication des centres de décisions, le cadre collectif des EAC continue à être utilisé quand l'intérêt du groupe est en jeu. C'est le cas pour les forages collectifs creusés après la création des EAC, ou pour les subventions d'État qui ne peuvent être obtenues sans la signature de tous les membres d'une EAC. Le jeu de rôle proposé aux acteurs institutionnels a d'ailleurs mis en évidence l'importance de ce type d'arrangement pour la survie des EAC. Placés dans le rôle d'agriculteurs d'une EAC divisée, ils ont ainsi été amenés à décider de creuser un forage collectif illicite pour assurer la survie de leurs activités virtuelles.

Pour financer son activité, un attributaire peut donner en location une partie de sa terre, et/ou faire une demande de crédit aux fournisseurs d'intrants. D'autres types d'arrangements, pour les arboriculteurs, concernent la vente sur pied des produc-

tions à des acheteurs, qui les financent alors dès le début de la campagne. L'allocation de l'eau est soumise à des changements annuels en raison d'un *turnover* rapide du marché locatif. Mais il y a un corps de règles stable, sur le partage des frais d'énergie et d'entretien entre les bénéficiaires d'un forage.

Les arrangements autour des forages sont de plusieurs types :

– investissement collectif dans un forage, un moteur, une pompe ;

- exploitation collective (entretien, tour d'eau) d'un forage antérieur à la réforme de 1987 ;

– ventes d'eau ponctuelles aux locataires durant une campagne agricole.

Le partage du foncier est beaucoup plus stable, locations mises à part. Il n'y a que dans une EAC où un atelier a révélé un échange de 10 % de la surface avec une EAC voisine, arrangement d'ailleurs passé sous silence lors des enquêtes individuelles du fait de son caractère illégal, mais que notre démarche a permis de faire ressortir *via* le support ludique. Les ateliers participatifs ont ainsi permis de discuter des frontières des exploitations et de confirmer ou modifier les résultats des enquêtes individuelles.

Accès à l'eau et foncier : deux contraintes majeures au développement des agrumes

L'identification et la hiérarchie des contraintes lors des différents ateliers ont permis de mieux comprendre la situation dans les périmètres irrigués de la Mitidja *(tableau 1)*. Pour les agriculteurs, le statut foncier collectif est la première contrainte dans les EAC ; leur idéal est de devenir des paysans indépendants, possédant chacun leur terre. Pour les acteurs institutionnels, les agriculteurs manqueraient d'encadrement et d'appuis. Ils pensent que leurs services, peu sollicités, pourraient augmenter la rentabilité de l'agriculture dans la région.

Le manque d'eau constitue une contrainte commune aux deux types d'acteurs. Le problème de la gestion du réseau collectif d'irrigation fut ainsi l'objet du débat final. Ce débat releva toute la complexité de l'organisation annuelle nécessaire autour de l'eau. Les contraintes qui entravent le fonctionnement du réseau collectif ont été décomposées sur plusieurs niveaux afin d'identifier des leviers d'actions accessibles aux participants et de trouver des solutions aux problèmes. L'une des solutions proposées par les acteurs pour résoudre un problème de facturation forfaitaire, jugée trop élevée, a ainsi été la prise en charge, par les agriculteurs, de l'installation de compteurs individuels.

Enfin, et à partir de ces contraintes, un travail prospectif à l'aide de scénarios de dynamiques agraires a été conduit. Le scénario prédominant pour les agriculteurs et les institutionnels est la croissance des plantations d'agrumes et donc une demande en eau plus importante.

Un intérêt des acteurs du monde agricole pour ce type d'approche

Comme le montre la *figure 6*, la majorité des participants exprime un fort intérêt vis-à-vis de la démarche de « scénariologie participative ». La moitié d'entre eux estime que les résultats produits étaient de qualité et, pour une majorité, la démarche pourrait avoir un impact sur leurs activités. Elle a en outre permis de changer les perceptions de l'agriculture et de ses acteurs. Ces changements potentiels seraient dus, d'une part à une nouvelle vision que les participants auraient construit les uns vis-à-vis des autres (reconnaissance des locataires en tant qu'acteurs à part entière) et, d'autre part, à la possibilité de se projeter dans l'avenir grâce aux différents scénarios discutés.

Cependant, comme le suggèrent les participants, une telle démarche ne peut aboutir à des résultats tangibles sans une poursuite et une répétition des rencontres, et donc sans mise en place d'une relève au niveau local pour l'animation.

Discussion et conclusion

Les arrangements de proximité : preuve de dynamisme ou de fragilité ?

Dans plus des deux tiers des EAC de nombreux conflits entre attributaires sont apparus et en réaction, les partages informels, de terres se sont multipliés. Nos travaux révèlent une réorganisation annuelle autour de l'eau et de la terre pour permettre des accès individuels. Néanmoins, cette recomposition des EAC avec plusieurs centres de décision individuels n'est pas rigide, et les attributaires peuvent s'unir en cas de besoin. La « décollectivisation » ne constitue pas l'unique contexte de telles dynamiques centrifuges, puisque même des agricultures paysannes familiales, comme par exemple celle des Wolofs au Sénégal, connaissent un éclatement des unités de production et une multiplication des centres de décision (Chia *et al.*, 2006).

Du fait de l'interdiction de la réalisation de nouveaux forages et des volumes insuffisants délivrés par le réseau collectif, les arrangements se sont avérés indispensables pour les irrigants. Ces arrangements revêtent un caractère informel, fragile et risqué, du fait de l'absence de documents officiels pouvant protéger les parties concernées en cas de litige. Mais le partage du risque offre cependant une certaine stabilité dans le temps.

Retour sur l'apport de la communauté de pratiques

Le recours à une communauté de pratiques, regroupant des chercheurs ayant expérimenté ce type d'approche dans

Tableau 1. Hiérarchie des contraintes dans la Mitidja selon les différents types d'acteurs.

Table 1. Hierarchy of constraints according to different Mitidja stakeholders.

Priorité	Agriculteurs	Institutionnels
1	Le foncier	Le manque d'encadrement
2	La difficulté d'accès aux crédits	Le manque d'eau
3	Le manque d'eau	La difficulté d'accès aux crédits

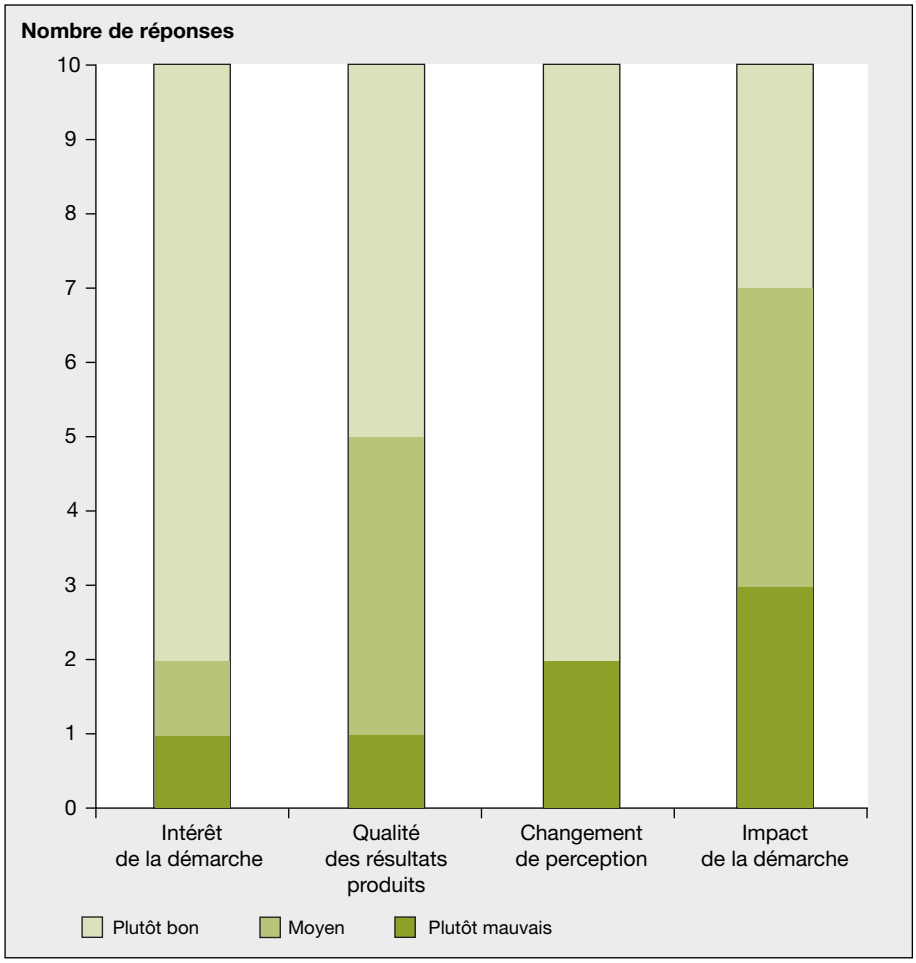


Figure 6. Évaluation de la démarche (3 attributaires, 2 locataires et 5 représentants institutionnels).

Figure 6. Evaluation of our approach (3 assignees, 2 leasees and 5 institutional representatives).

d'autres contextes ou ayant travaillé sur les champs théoriques de la participation, a contribué à la réussite de la démarche. L'orientation méthodologique de la « scénariologie participative » s'inspire ainsi d'une diversité d'expériences permettant d'anticiper les pièges des démarches participatives. À la différence des communautés de pratiques classiques décrites par Wenger (1998), notre communauté s'est orientée vers le test virtuel et la simulation des différentes étapes de notre démarche. Ces tests, organisés en jeux de rôles, nous ont permis d'anticiper les situations et de construire les éléments nécessaires au bon déroulement du processus avec les acteurs de terrain. Ces tests ont ainsi permis de calibrer la gestion du temps des ateliers, le rassemblement, l'organisation des propos et le partage du temps de parole entre les participants. Enfin, cette expérience a également renforcé la cohésion de notre communauté de pratiques, en constituant une référence commune, tant du point de vue de la production d'une démarche innovante, que de l'animation de la communauté elle-même.

« Scénariologie participative » : une démarche pour favoriser l'apprentissage social ?

La démarche de « scénariologie participative » a permis d'aboutir à une vision partagée entre agriculteurs et représentants des institutions agricoles, quant à la situation actuelle et ses évolutions possibles. Les ateliers ont, selon les participants, permis de créer un espace de dialogue neutre et objectif. Les enjeux contextuels qui auraient pu bloquer le processus ont été atténués par le caractère pédagogique et ludique de notre représentation des EAC et de la Mitidja. Les ateliers 2 et 3, lors desquels les participants devaient changer de rôle, se sont également avérés très efficaces pour leur permettre de prendre du recul vis-à-vis de leur situation personnelle. La rencontre mixte a montré une forte implication des participants qui ont estimé que les résultats produits (des solutions potentielles pour améliorer la gestion du réseau collectif d'irrigation) correspondaient bien à leurs visions de la réalité. Ces différents résultats montrent que la démarche a bien atteint l'objectif de favoriser un apprentissage social entre les différents acteurs. Néanmoins, certains attributaires sont restés perplexes pour ce qui est de la portée de ce travail au niveau des responsables agricoles, qui sont, selon eux, contraints d'exécuter les décisions d'un système très centralisé.

On note ainsi un fort décalage entre le cadre institutionnel formel, qui ne tient pas compte de la nouvelle configuration des EAC, et les activités agricoles, qui se sont rapidement adaptées au contexte économique et social (développement du maraîchage sous serre et des locations). Une amélioration du cadre législatif semble nécessaire pour permettre l'intégration, l'appui et le financement de tout agriculteur-producteur (avec des droits et des devoirs), pour une durabilité des dynamiques agraires sur les terres publiques irriguées. La « scénariologie participative », a permis de lancer un débat constructif dans ce sens.

Enfin, d'autres ateliers mixtes sont prévus afin de poursuivre les débats et l'analyse prospective sur l'avenir du foncier agricole public dans la Mitidja et la durabilité des ressources en eau souterraines. Si cette démarche a permis d'amorcer les prémices d'une cogestion de l'agriculture dans la plaine de la Mitidja, son application dans d'autres contextes semble pertinente pour rapprocher agriculteurs et représentant des institutions agricoles dans la construction des règles allant régir leur avenir commun. ■

Remerciements

Ce travail s'inscrit dans le cadre du projet Sirma (Économies d'eau en système irrigué au Maghreb, www.eau-sirma.net), financé par le ministère français des Affaires étrangères et européennes.

Références

Adair P. Mythes et réalités de la réforme agraire en Algérie. Bilan d'une décennie. *Études rurales* 1982 ; 85 : 49-66.

Aït Amara H. La transition de l'agriculture algérienne, vers un régime de propriété individuelle et d'exploitation familiale. *Cahiers Options méditerranéennes* 2002 ; 36 : 127-37.

Bessaoud O. *La sécurisation foncière en Algérie : Rencontre internationale sur le financement de l'économie algérienne.* 2005. www.iamm.fr/bn/pdf/publi/bessaoud-2005-securisation_fonciere.pdf

Beuret JE. Petits arrangements entre acteurs... Les voies d'une gestion concertée de l'espace rural. *Natures Sciences Sociétés* 1999 ; 7 : 21-30.

Beuret JE, Mouchet C. Pratiques agricoles, systèmes de production et espace rural : quelles causes pour quels effets? *Cah Agric* 2000 ; 9 : 29-37.

Bonnal J, Swallow B, Tennyson L, *et al. The sociological approach in watershed management: from participation to decentralization*. African Regional Workshop on Preparing the Next Generation of Watershed Management Programmes, 8-10 Oct. 2003, Nairobi, Kenya.

Chaulet C. *La Mitidja autogérée*. Alger : SNED, 1971.

Chen L. *The Yugoslav experiment with self-governing market socialism*. PhD thesis, University of Inner Mongolia, 1986. http://ir.lib.sfu.ca/dspace/bitstream/1892/7304/1/b15303925.pdf

Chia E, Dugué P, Sakho-Jimbira S. Les exploitations agricoles familiales sont-elles des institutions ? *Cah Agric* 2006 ; 15 : 498-505. doi : 10.1684/agr.2006.0027

Cracknell BE. *Evaluating Development Aid: Issues, Problems and Solutions*. London : Sage Publications, 2000.

Daniell K. *Co-ingénierie des processus de modélisation participative pour la planification de la gestion de l'eau*. Thèse de doctorat, AgroParisTech et université nationale australienne, Paris, 2008.

D'Aquino P. *Accompagner une maîtrise ascendante des territoires, prémices d'une géographie de l'action territoriale*. Mémoire pour l'habilitation à diriger les recherches. Université de Provence Aix Marseille 1, Aix en Provence 2002.

Dionnet M, Kuper M, Hammani A, Garin P. Combining role-playing games and policy simulation exercises: an experience with Moroccan smallholder farmers. *Simulation & Gaming* 2008 ; 39 : 498-514.

Duke RD, Geurts JLA. *Policy games for strategic management: Pathways into the unknown*. Amsterdam : Dutch University Press, 2004.

Hoffmann O. L'ejido : laboratoire des pratiques sociales et fondement de la ruralité contemporaine au Mexique In : *La ruralité dans les pays du Sud à la fin du XXe siècle*. Actes d'atelier. Montpellier : Orstom editions, 1997.

Imache A. *Construction de la demande en eau agricole au niveau régional en intégrant le comportement des agriculteurs : applications aux exploitations agricoles collectives de la Mitidja-ouest en Algérie*. Thèse de doctorat, AgroParisTech, Montpellier, 2008.

Jackson B. *Designing projects and project evaluations using the logical framework approach. Guideline*. Stockholm : IUCN, 2001.

Loi 87/19 déterminant le mode d'exploitation des terres agricoles du domaine national et fixant les droits et obligations des producteurs. *JORA* 1987, n°50, 19 décembre. www.gredaal.com/legislation/foncier/Loi-87-19-mode-exploitation-terres-agricoles-domaine%20national.pdf

Petit M. L'exploitation agricole familiale : leçons actuelles de débats anciens. *Cah Agric* 2006 ; 15 : 486–90. doi : 10.1684/agr.2006.0036

Pahl-Wostl C, Mostert E, Tabara D. The growing importance of social learning in water resources management and sustainability science. *Ecology and Society* 2008 ; 13 : 24. www.ecologyandsociety.org/vol13/iss1/art24/

Terranti S. *La privatisation du foncier agricole en Algérie; plus de dix ans de débats silencieux*. Fourth Pan-Arican Programme on Land and Resource Rights Workshop. Cape Town, 2003. www.acts.or.ke/paplrr/docs/PLAAS-CTPAPLRR-SalimaPaperEnglish.pdf

Toth F. Policy Exercises. *Simulation & Gaming* 1988 ; 3 : 235-55.

Wenger E. *Communities of practice: Learning, meaning and identity*. Cambridge (Royaume Uni) : Cambridge University Press, 1998.

Évaluation en partenariat des stratégies d'irrigation en cas de restriction des prélèvements dans la nappe de Beauce (France)

Sami Bouarfa[1]
Laurent Brunel[2]
Jacques Granier[3]
Jean-Claude Mailhol[1]
Sylvie Morardet[1]
Pierre Ruelle[1]

[1] Cemagref
UMR G-EAU
BP 5095
365, rue JF Breton
34196 Montpellier
France
<sami.bouarfa@cemagref.fr>
<jean-claude.mailhol@cemagref.fr>
<sylvie.morardet@cemagref.fr>
<pierre.ruelle@cemagref.fr>

[2] Diataé
3191, route de Mende
34093 Montpellier cedex 5
France
<laurent.brunel@diatae.com>

[3] Cemagref
UMR G-Eau
3275, route Cezanne
CS 40061
13182 Aix-en-Provence cedex 5
France
<jacques.granier@cemagref.fr>

Tirés à part : S. Bouarfa

Résumé

La nappe de la Beauce est l'un des rares aquifères faisant l'objet en France d'une gestion volumétrique négociée entre la profession agricole et l'Administration. Depuis 1999, des volumes de référence sont alloués à chacune des quelque 3 600 exploitations agricoles, réparties sur six départements, qui prélèvent de l'eau à usage agricole dans l'aquifère. Chaque année, les volumes prélevables sont définis par l'application aux volumes de référence d'un coefficient de réduction en fonction du niveau piézométrique moyen. Depuis 2003, la décroissance du niveau de la nappe a conduit à une diminution importante des volumes prélevables et présage d'un avenir difficile. Cet article présente une démarche développée avec les acteurs pour analyser les adaptations et leurs conséquences agronomiques et économiques dans des contextes, pour l'heure hypothétiques, de forte décroissance des volumes prélevables.

Mots clés : approches participatives ; eau souterraine ; France ; irrigation.

Thèmes : eau ; économie et développement rural ; ressources naturelles et environnement.

Abstract

Evaluation of irrigation strategies in partnership in the case of withdrawal limitations in the Beauce aquifer (France)

The Beauce aquifer (France) is one of the few subjected to volumetric management resulting from a negotiation between farmers and the administration. Since 1999, a quota has been allocated to each of the 3,600 irrigated farms located on six administrative counties. Each year, quotas are weighted by a coefficient of reduction linked to the average piezometric level. The decrease in the level since 2003 has led to a reduction of withdrawal permission with uncertainties for the future. This paper presents an approach developed with actors to analyze their adaptations and the agronomic and economic consequences of a thus far hypothetical substantial reduction in irrigation quantities.

Key words: France; groundwater; irrigation; participatory approaches.

Subjects: economy and rural development; natural resources and environment; water.

Les eaux souterraines constituent la principale source d'eau douce pour la planète. Selon l'Unesco (2009), elles fournissent plus de 20 % des besoins mondiaux. Elles sont dans la plupart des cas sujettes à des prélèvements diffus réalisés par un grand nombre d'usagers, notamment agricoles, qui ont un accès direct individuel à la nappe. Les eaux

Pour citer cet article : Bouarfa S, Brunel L, Granier J, Mailhol JC, Morardet S, Ruelle P, 2011. Évaluation en partenariat des stratégies d'irrigation en cas de restriction des prélèvements dans la nappe de Beauce (France). *Cah Agric* 20 : 124-9. doi : 10.1684/agr.2010.0461

doi: 10.1684/agr.2010.0461

souterraines sont invisibles, donc difficiles à appréhender aux plans qualitatif et quantitatif pour ses usagers et ses gestionnaires, ce qui les expose au risque de « tragédie des communs » décrit par Hardin (1968).
Dans de nombreuses régions du monde, la majeure partie des forages n'est pas déclarée et/ou contrôlée, rendant difficile la mise en place de mécanismes de gestion. Les dispositifs légaux, juridiques et institutionnels spécifiques pour la gestion de telles ressources tardent souvent à se mettre en place. Montginoul (2011) fait état du peu d'expériences documentées de mise en place d'instruments formels pour gérer les ressources souterraines et s'inspirent des instruments de réduction des pollutions diffuses agricoles pour proposer de nouveaux outils. Paradoxalement, c'est dans des situations où l'agriculture revêt un caractère informel que la problématique de la gestion des nappes est la plus documentée. Il s'agit aussi de régions à climat aride où la pression exercée sur la ressource est forte. En Inde, Shah (2008) analyse l'importance de la ressource souterraine pour l'économie agricole, par comparaison avec les systèmes de distribution collectifs. Il propose des instruments de régulation essentiellement fondés sur la recharge artificielle des nappes et sur un contrôle des prélèvements *via* la gestion d'un réseau électrique propre aux forages (Shah *et al*., 2008). Au Mexique (Sandoval, 2004), en Algérie et au Maroc (Bekkar *et al*., 2009 ; Hammani *et al*., 2009), des approches participatives ont été conçues pour tenter d'élaborer des règles de gestion avec les utilisateurs des nappes. Mais dans ces différentes situations documentées, aucune des règles de gestion des nappes n'est encore en application.
Selon Petit (2004), l'idée selon laquelle les marchés de l'eau seraient une voie pour réguler l'usage des ressources, en particulier souterraines, est souvent avancée par les économistes, mais peu d'expériences concluantes ont été pour l'heure mises en œuvre. En Beauce, des réflexions ont émergé, lors de la mise en place du système de gestion volumétrique de la nappe, sur d'éventuels mécanismes de redistribution des quotas *via* des marchés (Kosciusko-Morizet *et al*., 1999 ; Strosser et Montginoul, 2001). Si de tels marchés ne sont pas mis en place, la nappe de Beauce est cependant l'un des rares cas où un système de « gestion volumétrique » est fonctionnel. Celui-ci repose sur des volumes prélevables définis chaque année pour l'irrigation en fonction du niveau de la nappe.
La nappe de Beauce est de grande dimension : elle s'étend sur près de 10 000 km^2, six départements, deux régions et deux bassins hydrographiques qui relèvent de deux agences de l'eau (Loire-Bretagne et Seine-Normandie). C'est une ressource stratégique pour l'agriculture et l'alimentation en eau potable. La baisse de son niveau piézométrique, observée au début des années 1990, et l'assèchement associé des rivières ont suscité de nombreux débats qui ont conduit à la mise en place, par la négociation, de plusieurs dispositifs destinés à réguler les prélèvements (Petit, 2009). L'analyse de l'utilisation de la ressource a conclu à une forte influence des prélèvements destinés à l'irrigation sur le niveau piézométrique de la nappe (Bruand *et al*., 1997 ; Bonnal et Favard, 1999). Dans ce contexte, la mise en place depuis 1999 d'une gestion volumétrique des prélèvements sur la nappe de Beauce visait à éviter la gestion de crise au profit d'une gestion préventive des sécheresses (Verjus, 2008). Néanmoins, la nappe a continué à baisser de façon continue depuis 2003. Cela a conduit, en 2008, à des volumes d'eau prélevables historiquement bas, correspondant à 45 % des quotas initiaux.
Dans cet article, nous présentons une approche participative conduite avec les agriculteurs des départements d'Eure-et-Loir et du Loiret où se concentrent la grande majorité des prélèvements. Ce travail a été réalisé en partenariat avec la profession agricole et l'Administration pour évaluer les conséquences sur les revenus agricoles d'éventuelles nouvelles restrictions, dans l'hypothèse d'une poursuite de la baisse de la nappe et donc de restrictions en eau de plus en plus drastiques.

Matériel et méthode

L'approche participative s'est appuyée sur une typologie des exploitations agricoles de Beauce construite sur la base des assolements et des consommations en eau. Trois ateliers de simulation de scénarios ont été conduits correspondant à chaque type d'exploitation. Une modélisation agronomique et économique a ensuite été mise en œuvre pour évaluer les conséquences des restrictions d'eau.

Construction d'une typologie d'exploitations agricoles

La typologie des exploitations est construite à partir du fichier PAC « outils de gestion des aides », géré par l'Administration, qui recense les exploitations et leur assolement ainsi que des informations relatives aux cultures irriguées. Sur un total de 4 117 exploitations représentant une surface agricole utile (SAU) totale de 430 450 hectares, 2 670 utilisent l'irrigation et exploitent près de 80 % de cette SAU.
Une analyse en composantes principales réalisée sur la base de la composition de l'assolement des exploitations (en Beauce, l'élevage est peu important), suivie d'une classification hiérarchique a conduit à distinguer quatre grands types d'exploitations agricoles irriguées (*figure 1*). Toutes quatre ont un assolement composé d'au moins 50 % de céréales à paille (céréales d'hiver et orge de brasserie), mais elles se distinguent par leurs têtes d'assolement : colza, maïs betterave, ou légumes.
Les données de marges brutes par culture, de charges de structures courantes, de primes couplées et non couplées par exploitation type sont issues du Réseau d'Observation des Systèmes Agricoles en région Centre (réseau ROSACE) géré par les chambres d'agriculture, ainsi que de l'Observatoire économique des exploitations agricoles d'Eure-et-Loir. La rentabilité de chaque exploitation type, mesurée par son excédent brut d'exploitation (EBE), a été calculée sur la base des cultures des exploitations de ce type.

Volumes d'eau alloués annuellement

Le volume d'eau prélevable annuellement sur la nappe de Beauce est fixé à 525 millions de m^3 par an en situation de nappe haute. Chaque exploitation bénéficie d'un volume d'eau de référence fixé en 1999 lors de la mise en

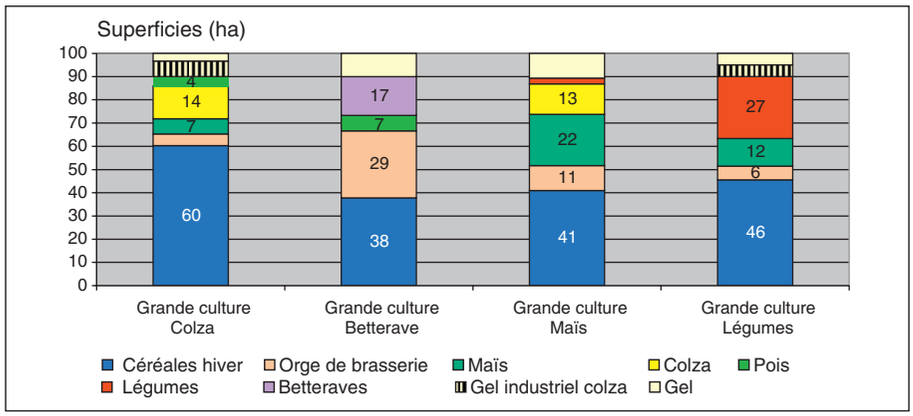


Figure 1. Les assolements des quatre exploitations types.

Figure 1. Cropping pattern of the four farm types.

application du protocole de gestion volumétrique. Ce quota a été attribué principalement en fonction de la taille de l'exploitation, des cultures pratiquées à l'époque, et du type de sol. Un arrêté préfectoral fixe chaque année un coefficient réducteur selon le niveau moyen de la nappe établi à partir d'un réseau de piézomètres. L'arrêté est pris juste avant le démarrage de la campagne d'irrigation au mois d'avril. L'agriculteur élabore une stratégie d'irrigation et l'adapte en fonction du climat de l'année et de son volume prélevable. Depuis 1999, le coefficient de réduction a évolué entre 0,955 et un minimum de 0,45 (campagne 2008).

Caractérisation des consommations en eau

Une base de données « eau », créée en 1999 répertorie annuellement pour chaque exploitation le volume d'eau prélevable, et la consommation totale déclarée par l'exploitant. Les analyses réalisées sur cette base de données indiquent un volume de référence moyen d'environ 1 100 m^3/ha de SAU pour les deux premiers types d'exploitations (colza et betterave) et 1 300 m^3/ha de SAU pour les deux autres types (maïs et cultures spéciales). Les écarts types varient de 170 à 220 m^3/ha selon le type d'exploitation. Une vingtaine d'enquêtes individuelles a été réalisée en 2007 sur l'ensemble de la zone pour caractériser les consommations d'eau. L'enquête s'est focalisée sur les pratiques d'irrigation de chaque culture en 2006, année caractérisée par un printemps et un été secs. Les consommations en eau variaient de 400 m^3/ha de SAU à 950 m^3/ha de SAU selon le type d'exploitation.

Face à d'éventuelles restrictions en eau, deux sortes d'adaptations sont envisagées :

– la réduction des apports d'eau d'irrigation aux cultures ;

– la modification de l'assolement prévu à la fin de l'été précédant la campagne d'irrigation.

Les enquêtes ont aussi montré que les quotas d'eau initialement négociés par la profession agricole étaient confortables pour la plupart des exploitations, avec toutefois des hétérogénéités de marge disponible. Soulignons que cette marge fut pour les agriculteurs un élément important pour accepter la mise en place de la gestion volumétrique. Elle a ensuite été revue à la baisse car, depuis 2006, le volume de référence est plafonné à 80 % du volume initialement négocié.

Ateliers d'évaluation de scénarios par groupes

Un comité de pilotage constitué par l'Administration, la profession agricole, la commission locale de l'eau et l'institut de recherche en sciences et technologies pour l'environnement (Cemagref) a été constitué. Ce comité a défini des scénarios contrastés combinant des niveaux de restriction, des conditions climatiques, des prix de vente, et des sols. Ces scénarios ont été préalablement définis à partir des éléments suivants :

– deux coefficients de réduction de nappe : 0,4 et 0,2 (ce dernier correspondant à une situation extrême de 80 % de restriction) ;

– quatre années climatiques contrastées en fonction de la pluviosité du printemps et de l'été ;

– des prix de vente des principales cultures (haut, moyen et bas) ;

– des sols superficiels (réserve utile de 70 mm) et moyens (110 mm) représentatifs de la zone.

Nous avons conçu des ateliers d'évaluation de ces scénarios avec un double objectif :

– préciser les adaptations de nature « stratégiques » (changements d'assolement) et « tactiques » (réduction des apports d'eau) face à des restrictions d'eau ;

– et en évaluer les impacts économiques.

Trois ateliers d'une demi-journée chacun se sont tenus : un atelier « maïs et colza », cultures assez proches au plan économique et non liées par contrat à des filières ; un atelier « betterave » et un atelier « légumes ». Une dizaine de personnes ont participé à chaque atelier (agriculteurs, conseillers irrigation des chambres d'agriculture et experts filières). Il s'agissait de personnes différentes pour chaque atelier car elles étaient identifiées par les chambres d'agriculture pour leur expertise concernant le type d'exploitation traité (*figure 2*).

Les ateliers se sont déroulés en trois étapes :

1. Après une présentation générale des acquis antérieurs (typologie des exploitations, résultats d'enquêtes) et des objectifs des simulations proposées, les participants ont analysé collectivement l'exploitation type, ajustant si nécessaire, son assolement et ses besoins en eau sans restrictions d'eau (*tableau 1*) ;

2. Les assolements ont ensuite été reconsidérés dans un contexte de restriction progressive de la ressource (avec un coefficient de 0,4 puis de 0,2) ;

3. L'étape suivante a consisté à simuler le déroulement d'une campagne d'irrigation pour une année climatique donnée, comme en situation réelle. Les agriculteurs connaissaient leur volume d'eau disponible mais non le climat à venir. Pour simuler la campagne d'irrigation, les animateurs ont annoncé une succession chronologique de couples d'événements : la



Figure 2. Atelier avec les agriculteurs de la Beauce.

Figure 2. Workshop with Beauce farmers.

date et la hauteur (en mm) des pluies associées à une prévision météorologique, d'une part, et les conseils d'irrigation (date et dose) par culture simulés à l'aide du modèle PILOTE (Mailhol et Olufayo, 1997), d'autre part. Dans la simulation, les agriculteurs pouvaient réaliser des arbitrages sur les cultures à irriguer. En cas de manque d'eau, ils pouvaient diminuer la dose conseillée, décaler la date d'apport, voire diminuer la surface irriguée et sacrifier tout ou partie de la sole d'une culture. Les événements et les décisions prises par le groupe étaient enregistrés dans une feuille de calcul pour calculer rapidement des indicateurs : total des pluies entre deux dates, solde du volume d'eau disponible, etc. La *figure 3* illustre la nature des résultats obtenus à l'issue d'une campagne.

Évaluation des impacts pour les différents scénarios

Les résultats des simulations de groupe ont été traités *ex post* pour évaluer les conséquences agronomiques des restrictions d'irrigation. Les rendements ont été évalués à l'aide du modèle PILOTE calé sur les espèces et les références expérimentales locales des partenaires de l'étude (Institut technique de la betterave [ITB], chambres d'agriculture, Arvalis-Institut du végétal). Les rendements simulés ont servi à calculer l'EBE dans chaque exploitation type à l'aide des modèles technico-économiques. Les résultats

Tableau 1. Support de discussion résumant les étapes 1 (assolement de référence sans restrictions d'eau) et 2 (assolement modifié pour un coefficient de nappe de 0,4).

Table 1. Discussion support summarizing 1 (crop rotation with no water reduction) and step 2 (modified crop rotation with a groundwater coefficient of 0.4).

EXPLOITATION TYPE : Grandes cultures~maïs/colza

VOLUME DE RÉFÉRENCE : 114 500 m^3

COEFF NAPPE : 0,40 **VOLUME DISPONIBLE : 45 800 m^3**

Type culture	HIVER				ÉTÉ			
Cultures	COLZA	BLÉ TENDRE	BLÉ DUR	ORGE PRINTEMPS	MAÏS	GEL		
Date : semis/récolte	25-août/3-juillet	20-oct/25-juillet	01-nov/08-juillet	01-mars/20-juillet	10-avril/20-sept			
Rdt objectif (qx/ha)	35	85	65	70	110			
Besoin en eau en année sèche (m^3/ha)	en sec	600	900	700	1 800			
MB hors DPU (euros/ha)	399,6	728,6	587,1	769,8	754,8	90	SAU	
Assolement référence (ha)	13	25	16	11	25	10	100	Référence
Assolement modifié (ha)	25	25	20	11	12	7	100	Objectif

Consommation en eau	
Assolement de référence	82 100 m^3
Assolement modifié	62 300 m^3

SAU : surface agricole utile ; MB : marge brute ; DPU : droits à paiement unique.

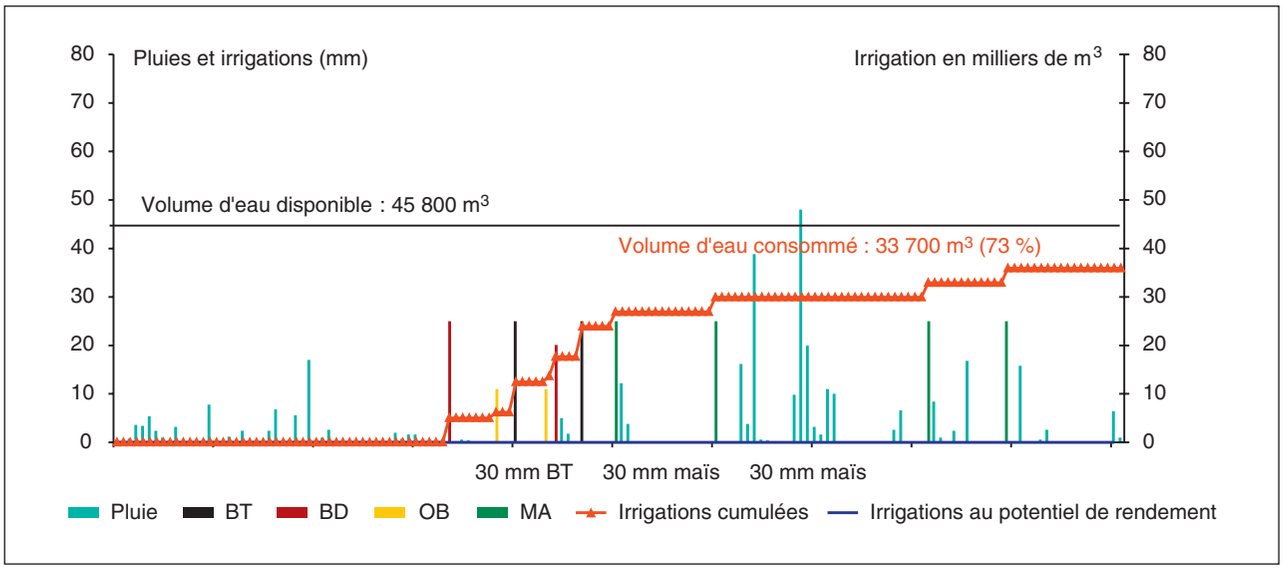


Figure 3. Représentation d'une simulation d'une campagne d'irrigation sur différentes cultures dans le cas d'un printemps sec et d'un été pluvieux où le volume d'eau consommé correspond à 73 % du volume prélevable.

Figure 3. Representation of a simulated irrigation campaign on different crops during a dry spring and a wet summer where 73% of the total authorised volume is consumed.

BT : blé tendre ; BD : blé dur ; OB : orge de brasserie ; MA : maïs.

ont été discutés par l'ensemble des participants lors d'une réunion de restitution un mois après la tenue des trois ateliers.

Résultats

Réduction des volumes alloués à 40 % des quotas initiaux

Pour une restriction à 0,4, les agriculteurs ont principalement réagi par une adaptation tactique en réduisant les doses d'irrigation. Quelle que soit l'orientation de l'exploitation, l'utilisation du volume disponible était raisonnée sur l'ensemble de la sole irriguée, avec une répartition prévisionnelle de la quantité d'eau pour satisfaire en priorité les cultures d'été, à plus forte plus-value (maïs) ou sous contrat (légumes ou betteraves). L'irrigation de printemps était, au besoin, restreinte pour sécuriser l'irrigation d'été. Mais si l'été s'avérait humide, une partie du volume disponible n'était pas utilisée. L'existence d'un tel volume, dénommé « volume mort » n'était donc pas synonyme d'une sous-utilisation structurelle du volume d'eau alloué mais d'une gestion rationnelle du volume prélevable.

Réduction drastique des volumes alloués à 20 % des quotas initiaux

Certains agriculteurs ont refusé d'envisager ce scénario considéré comme inacceptable. Les autres ont profondément modifié la structure de production de leur exploitation pour s'adapter à cette restriction.

Dans les trois exploitations types, les cultures d'été ont été réduites au strict minimum :

– le maïs a disparu des assolements ;

– un seul type de légumes a été maintenu là où il pouvait y en avoir plusieurs et les surfaces ont été divisées par trois (de 30 hectares à 10 hectares dans l'exemple traité) ;

– la betterave à sucre associée à un quota de production a été conservée aux dépens du colza industriel, sans quota ;

– le pois protéagineux a disparu car il nécessitait d'être arrosé, mais bénéficiait d'une marge plus faible ;

– l'orge diminuait fortement car il nécessitait d'être irrigué pour atteindre un taux de protéine précis dans les grains afin d'être valorisé en brasserie.

Des successions simplifiées de type colza/blé tendre/blé dur ont réapparu. De manière générale, la proportion de céréales d'hiver, blé tendre et blé dur, a augmenté. Enfin, la simplification des assolements a été d'autant plus drastique que les sols étaient superficiels et les cultures vulnérables à la sécheresse.

Des impacts économiques dépendant des prix, de l'année climatique et du coefficient de restriction

Dix-huit simulations ont été réalisées au cours des trois ateliers. Le climat de l'année 2006 (printemps et été secs) a constitué un accident climatique où l'irrigation ne jouait plus son rôle d'assurance sécheresse, même avec un coefficient de 0,4. Les EBE dégagés n'ont pas permis de rembourser les charges d'emprunts des exploitations. En situation de prix défavorables, les EBE sont devenus négatifs. Par ailleurs, les simulations ont montré un impact important des sols sur les EBE. En revanche, dans certaines situations de restriction, les années moins sèches présentent de meilleurs résultats que les valeurs de référence, du fait que les rendements calculés par le modèle de culture sont plus élevés que les rendements objectifs des agriculteurs. Dans l'évaluation collective des rendements

objectifs, on peut néanmoins supposer que les agriculteurs se sont implicitement placés dans des conditions moyennes, voire défavorables, au niveau des sols et du climat, intégrant par là même une forme de risque. La contrainte réglementaire lorsqu'elle est modérée n'induit donc pas dans tous les cas des pertes financières mais fragilise les exploitations.

Conclusion

La gestion de la nappe de Beauce s'effectue depuis dix ans grâce à la définition annuelle de volumes prélevables. Nos simulations de groupe ont démontré que les irrigants ont intégré cet outil, fruit d'une coconstruction entre profession agricole et Administration. Les agriculteurs peuvent ainsi gérer un volume d'eau et réaliser des arbitrages entre cultures de printemps et d'été en fonction du climat de l'année.

La gestion d'un volume prélevable amène à des paris sur le climat, qui peuvent conduire parfois à ne pas consommer tout le volume en cas d'été humide par exemple, ce dont il ne faut pas tirer de conséquences hâtives en termes de volume d'eau alloué. En un sens, l'outil de gestion rend la nappe souterraine « visible » au même titre que l'utilisation d'une ressource de surface stockée dans un barrage ou un lac collinaire et les comportements observés s'apparentent à ceux décrits sur ce type de ressource par Leroy *et al*. (1997).

Dans les scénarios étudiés, les restrictions en eau (coefficient de 0,4 puis 0,2) ont des conséquences économiques importantes les années sèches (printemps et été) sur tous les systèmes de production étudiés. Il est à prévoir que ces impacts se répercutent sur les filières locales de production, ce qui n'a pas été étudié dans le cadre de cette étude.

Quelles améliorations du système proposer ? Raisonner en termes de priorités de prélèvement pour certaines cultures ne nous apparaît pas adapté. En revanche, deux conditions nous semblent devoir être impérativement réunies. Tout d'abord, le volume d'eau disponible pour l'année devrait être connu beaucoup plus tôt dans la campagne, au moment du choix de l'assolement qui constitue la première adaptation stratégique permettant de limiter les risques. Deuxièmement, le volume doit être garanti et donc pouvoir être utilisé quel que soit le moment de l'année, c'est-à-dire sans arrêtés sécheresse. Par ailleurs, la mise en place d'échanges de quotas entre irrigants nous paraît une piste de réflexion intéressante au stade actuel où la profession agricole s'est approprié le principe de gestion volumétrique et dans la perspective d'un transfert de gestion auprès d'un organisme unique. L'approche participative mise en œuvre s'est révélée efficace car elle a été combinée avec des outils de modélisation agronomique et économique. Elle a ainsi permis de quantifier les conséquences des restrictions d'eau et de les mettre en débat. Les résultats ont fait apparaître la complexité des prises de décision et les faibles marges de manœuvre des agriculteurs auprès des autres acteurs du territoire en dehors du monde agricole. Le refus exprimé par certains agriculteurs d'envisager le scénario de restriction à 0,2 illustre bien que ce type de démarche puisse être pris au sérieux par la profession agricole et dépasse le simple exercice pédagogique. ■

Remerciements

Cette étude a bénéficié du financement de la direction régionale de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Forêt (DRAF) Centre et de la préfecture de la région Centre. Les auteurs remercient les conseillers irrigation des chambres d'agriculture des départements d'Eure-et-Loir et du Loiret, les instituts techniques (Arvalis, ITB, sucrerie de Toury, FDGetal) pour leur collaboration ainsi que les agriculteurs qui ont participé aux ateliers. Les auteurs remercient également le bureau d'études Lisode pour l'aide à la conception des ateliers.

Références

Bonnal L, Favard P, 1999. Prévisions à court terme du niveau des aquifères : le cas de la nappe de Beauce. *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales* 53 : 75-91.

Bekkar Y, Kuper M, Errahj M, Faysse N, Gafsi M, 2009. On the difficulty of managing an invisible resource: farmers' strategies and perceptions of groundwater use, field evidence from Morocco. *Irrigation and Drainage* 58 : S252-63.

Bruand A, Creusot G, Quétin P, Darthout R, Raison L, Courtemanche P, *et al.*, 1997. Variabilité de la recharge de la nappe de Beauce : Rôle de l'irrigation et des caractéristiques du sol. *Etude et Gestion des Sols* 4 : 229-45.

Hammani A, Hartani T, Kuper M, Imache A, 2009. Paving the way for groundwater management: transforming information for crafting management rules. *Irrigation and Drainage* 58 : S240-51.

Hardin G, 1968. The tragedy of the commons. *Science* 162 : 1243-8.

Kosciusko-Morizet N, Richard V, Lamotte H, 1999. Que peut-on attendre de la mise en place de quotas individuels échangeables de prélèvements sur la ressource en eau en France ? L'exemple de l'agriculture irriguée. In : Falque M, Massenet M, eds. *Droits de propriété, économie et environnement. Les ressources en eau*. Paris : Dalloz.

Leroy P, Deumier JM, Jacquin C, 1997. IRMA : un simulateur de l'organisation des chantiers d'irrigation. *Persp Agric* 228 : 76-83.

Mailhol JC, Olufayo AA, Ruelle P, 1997. Sorghum and sunflower evapotranspiration and yield from simulated leaf area index. *Agricultural Water Management* 35 : 167-82.

Montginoul M, 2011. Des accords entre parties prenantes pour gérer l'impact des prélèvements agricoles individuels dans les nappes phréatiques ? Les enseignements de trois cas de gestion des pollutions diffuses. *Cah Agric* 20 : 130-5. doi: 10.1684/agr.2010.0466.

Petit O, 2004. La surexploitation des eaux souterraines : enjeux et gouvernance. *Natures Sciences Sociétés* 12 : 146-56.

Petit O, 2009. Un regard rétrospectif sur l'évolution de la gouvernance de l'irrigation en Beauce (1993–2008). *Secheresse* 20 : 262-70. doi: 10.1684/sec.2009.0194.

Sandoval R, 2004. A participatory approach to integrate aquifer management: the case of Guanajuato state, Mexico. *Hydrogeology J* 12 : 6-13.

Shah T, Bhatt S, Shah RK, Talati J, 2008. Groundwater governance through electricity supply management: Assessing an innovative intervention in Gujarat, western India. *Agricultural Water Management* 95 : 1233-42.

Shah T, 2008. *Taming the anarchy: Groundwater governance in South Asia*. Washington (DC) : Resources for the Future Press.

Strosser P, Montginoul M, 2001. Vers des marchés de l'eau en France ? Quelques éléments de réflexion. *Annales des Mines, Responsabilité et Environnement* (23) : 13-31.

Unesco, 2009. *The third United Nations World Water Development Report: Water in a Changing World*. WWDR-3. http://www.unesco.org/water/wwap/wwdr/wwdr3/.

Verjus P, 2008. Élaboration du SDAGE du bassin Seine Normandie relatif à la gestion de la rareté de la ressource en eau. *La Houille Blanche* 3 : 45-50.