

Rachid Nedjai¹, Van Nghiem T.², Bensaid A.¹, Messaoud-Nacer N.³

¹ University of Orleans, France, email: rachid.nedjai@univ-orleans.fr

² National Remote Sensing Department, Vietnam

³ Université de Blida, Algérie

Conséquences de l'évolution de l'occupation des sols sur les lacs et les rivières d'un bassin versant de moyenne montagne: application au bassin versant de l'Ain (France)

Consequences of land use change on lakes and rivers of a mid-mountain catchment area: application to the Ain watershed (France)

Abstract: The Ain river – tributary of the Rhone, is distinguished by a geological and geomorphological duality splitting it into two very clear parts: the mountainous (karstic-jura mountains) and the low alluvial valley of the Ain river, characterized by agricultural land use. The geographical boundary between the two zones is the dam of Vouglans (3rd water reserve of France). These geological differences give rise to two types of reserves: karstic reserves at the top of the watershed and an alluvial water table enclosed in the quaternary alluvium at the bottom. The last thirty years have been marked by the massive exodus of the rural populations of the Haut, which maintained a pastoral activity for the valleys holding most of the industries. A renewal of pastoral areas by mainly coniferous and deciduous forests, particularly in the upper part of the catchment area (Jura), reflects this phenomenon of exodus. This process was accompanied by an increase in the input of organic matter and marked deoxygenation of the deep (hypolimnion) levels of the water bodies, mostly located at the top. This physico-chemical manifestation is felt at the bottom in rivers and more particularly in the river Ain, one of the main tributaries of the Rhone. The management of water resources has been subjected to this geological and economic duality, giving rise to a SWMM (Scheme for Water Management and Management) based on the alluvial plain in the lower part of the watershed and the installation of numerous contracts of rivers on the affluent of the Ain in addition to the SWMM. One of the priority concerns of managers is the assessment of the extent of deoxygenation recorded in the plans to the rivers and especially its consequences on the lower rivers. The results of measurements and models applied show that the phenomenon is not very noticeable upstream and downstream of the Vouglans dam. Predictive simulations incorporating the GIEC recommendations (optimistic and pessimistic scenario) do not show a particular trend for 2050.

Keywords: Soil occupancy, Modelling, Ain river, organic matter, geochemistry, lakes.

1. Introduction

Les études qui se sont succédé et les suivis réguliers par la DIREN des eaux de la rivière d'Ain dans sa partie amont (avant le barrage de Vouglans) depuis 1975 enregistrent des changements concrets de la qualité des eaux en particulier des caractéristiques physico-chimiques. L'origine de ces perturbations a été pendant longtemps imputée principalement aux activités agricoles pratiquées sur le bassin versant (élevage essentiellement) ainsi qu'aux rejets domestiques non collectés des habitations dis-

persées. Les aménagements effectués sur le bassin versant n'ont résolu qu'en partie le problème (réduction des teneurs en azote et en nitrates). De nouveaux phénomènes ont vu le jour ces derniers temps dans la plupart des plans d'eau à l'image de la désoxygénation des couches profondes (hypolimnion) accompagnée par des taux de matière organique relativement élevés. Ce dernier est globalement corrélié avec les mutations du paysage marqué par la fermeture progressive depuis près de qua-

rante années. L'absence d'entretien forestier se traduit par l'épaississement de la litière sous forêt et la production de matière organique et d'acides (fulviques et humiques).

La question du changement de l'occupation des sols et ses conséquences sur les milieux aquatiques a été soulevée par de nombreuses recherches (battarbée, 1990 ; Houet, 2006.). Les conséquences directes de ces changements se traduisent par la perturbation de la dynamique environnementale globale des bassins versants sur les plans hydrologique et physico-chimique, en particulier par la hausse de l'interception, de l'évapotranspiration, du ruissellement de surface, de l'érosion et la mise en solution de composés chimiques, et finalement la biodiversité (changement d'espèces végétales notamment) (Bultot, 1972, Aussenac, 1975 ; Dumas, 2009).

Les techniques récentes de télédétection et des SIG et plus largement les nouvelles technologies de l'information permettent d'évaluer les changements opérés sur le paysage et contribuent également par couplage avec des modèles hydrogéochemiques à l'évaluation de leur impact sur le milieu aquatique.

Des modèles basés sur les chaînes de Markov ou des modèles experts ont été largement utilisés (Okwusashi *et al.*, 2012 ; He *et al.*, 2006 ; Hepinstall *et al.*, 2008 ; Hubert-Moy, 2006)

1.1. Objectif

Deux objectifs sont visés dans le cadre de cette étude :

- 1 – mesurer le degré de changement de l'occupation des sols depuis 1975 par télédétection par l'analyse diachronique de plusieurs missions satellitaires. Cette étape servira également à l'identification des facteurs impliqués et l'extraction des variables explicatives. Ces dernières serviront à la génération de cartes prédictives.
- 2 – mesurer l'impact du changement de l'occupation des sols sur la dynamique physi-

co-chimique (désoxygénation des hypolimnions pour les lacs et son extension potentielle vers les cours d'eau ainsi que flux de carbone organique des plans d'eau et de la rivière d'Ain). Cette phase sera complétée par la création de cartes prédictives à l'horizon 2020 et 2030 qui alimenteront le modèle hydrogéochemique WARMF pour évaluer le degré de pérennité du phénomène et surtout la trajectoire qui sera empruntée par le milieu.

ont utilisés pour évaluer l'étendue des changements de l'occupation des sols. Le recours à des techniques de traitement d'images prises à différentes dates suffisamment éloignées (télédétection) et à des modèles de prédiction s'avère nécessaire. Dans le cadre de cette analyse, le choix du modèle a porté sur le module LCM (Land Change Modeler) (Eastman, 2006) implémenté sur Idrisi en raison de son caractère dynamique et spatialement explicite.

Dans le cadre de cette étude du bassin versant de l'Ain, l'approche utilisée est principalement stochastique basée la méthode des chaînes de Markov et des automates cellulaires couplée à un modèle hydrogéochemique WARM. Plusieurs hypothèses sont émises pour l'application des chaînes de Markov dont l'une est de considérer l'occupation du sol et son changement comme un processus stochastique, et les différentes catégories sont les états d'une chaîne de Markov (Haan, 1977 ; Stewart, 1994 ; Griffiths, 2010; Mubea et al., 2010). Le résultat prédictif a été accompagné par des investigations chimiques des sédiments lacustres pour évaluer l'évolution des teneurs en matière organique ainsi que le suivi sur plusieurs années des taux d'oxygène en profondeur (Hypolimnion) durant la période de stratification thermique.

2. Cadre géographique du site

Située entre deux régions: Rhône-Alpes et Franche-Comté, la rivière de l'Ain prend sa source en Franche-Comté à 681 mètres d'altitude dans une vallée boisée de la commune de

Conte (Jura). Elle se jette dans le Rhône non loin d'Anthon après avoir parcouru 195 km (Figure 1). Le bassin versant, d'une superficie

cie de 3760 km², et drainé par ce cours d'eau, couvre près des 2/3 du massif du Jura.

D'une largeur 42 km et une longueur de 130 km, il est délimité à l'Est par la Haute Chaîne Jurassienne culminant à 1500 m d'altitude qui le sépare de la Suisse voisine, à l'Ouest par la côte de l'Heute et au Nord par le plateau de Nozeroy, sources de l'Ain et de la Serpentine.

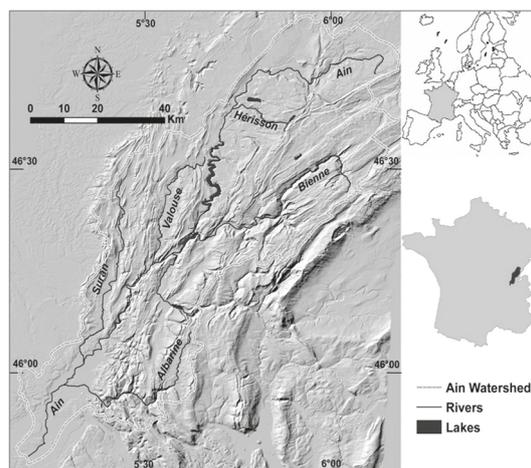


Figure 1. Situation géographique du bassin versant de l'Ain (Affluent du Rhône)

3. Méthodologie

3.1. Cartographie de l'occupation de sols par télédétection

Quatre paires d'images couvrant la totalité du bassin versant de l'Ain ont été utilisées : Landsat4 MSS (14/07/1975), Landsat5 TM (05/08/1992), Landsat7 ETM + (02/09/2000) et Landsat7 ETM + (21/09/2010). Toutes ces images correspondent à la même saison (saison sèche), afin d'éviter les erreurs de classification possibles dues à la variation saisonnière de la végétation. Cependant et en raison de l'hétérogénéité des dates d'acquisition ; de la résolution spatiale et spectrale des images et finalement de l'angle et de la rotation des images, un pré-traitement avant la classification a été effectué afin de réduire les différences potentielles entre les images (Chander et Markham, 2003; Ruelland *et al.*, 2008). Pour cela quatre étapes ont été nécessaires : ré-échantillonnage, correction géométrique, correction atmosphérique et mosaïque.

Le ré-échantillonnage par interpolation à l'aide de la méthode du plus proche voisin, a été fait en fonction de la résolution spatiale choi-

sie afin d'organiser des traitements sur la base d'une unité spatiale homogène. Ce choix de méthode conserve le maximum d'informations brutes (Ruelland *et al.*, 2008). Cette première phase n'a concerné que la paire d'images Landsat MSS (60m de résolution) pour son passage à une résolution de 30 m et par conséquent devenir équivalente aux autres images. Une évaluation de la qualité des échantillons a été réalisée sur la base de calcul d'indices séparables entre les spectres (ITT Inc., 2005 ; ITT Inc., 2008). Deux indices ont été utilisés, en l'occurrence la Divergence transformée (DT) le Jeffries-Matusita (J-M) (Richards, 1999). Ils varient dans l'intervalle 0-2. Plus leurs valeurs sont élevées plus la séparabilité est bonne. L'établissement d'une matrice de corrélation entre les différents canaux disponibles montre que la combinaison optimale pour les images ETM+(2010) regroupe les canaux (3,4,5) et (2,4,5) pour le traitement des images ETM+(2000).

3.2. Land Change Modeler: évaluation et prédiction de l'occupation des sols

Plusieurs types de modèles sont utilisés pour la prédiction de l'occupation des sols (modèles mathématiques, statistiques, d'évolution (systèmes multi-agents), cellulaires (automates cellulaires) (Hubert-Moy *et al.*, 2006) et les modèles basés sur une approche dite

„approximative” (Okwuashi *et al.*, 2012; He *et al.*, 2006; Huang *et al.* 2008 ; Hepinstall *et al.*, 2006; Hubert-Moy *et al.*, 2006). Les 20 dernières années plusieurs modèles prédictifs ont été développés, tels que LCM (Land Change Modeler), chaîne de Markov, CA-Markov et

GEOMOD, considérés comme performants pour la prédiction de l'évolution de l'occupation des sols en raison de leur couplage aux SIG et l'utilisation de leurs potentiels de traitement, de simulation écologique (Eastman, 2009 ; Pontius et Chan, 2006 ; Tewolde et Cabral, 2011). La cartographie prédictive de l'évolution de l'occupation du bassin versant de l'Ain a été réalisée à l'aide du module LCM (Land Change Modeler) intégrée dans le logiciel Idrisi de la version Kilimandjaro (Eastman, 2006). L'un des objectifs premiers de cette application est l'analyse prédictive de l'occupation des sols et son impact directe des changements sur de nombreux paramètres physiques des bassins versants étudiés (hydrologie, biodiversité) et humains (extension du bâti, fermeture paysagère, subs-

titution des espèces végétales). Le module LCM permet l'identification de la transition progressive d'une catégorie de l'occupation vers d'autres sous forme d'un traitement séquentiel donnant lieu au final à des représentations à la fois graphiques et cartographiques, augmentant ainsi les capacités d'évaluation des mutations de l'occupation des sols. Cette évaluation repose sur l'intégration de variables statiques et/ou dynamiques, dites explicatives. Pour la prédiction de l'évolution de l'occupation des sols sur le moyen terme, l'intégration de variables dites de planification renforce et/ou contraint les changements potentiels et donne un résultat relativement correct en fonction du degré d'impact des éléments précédents.

3.3. Evaluation du changement et identification des variables explicatives

Afin de préciser au maximum les résultats issus de l'application du module LCM, une double analyse des cartes issues de la télédétection a été faite, respectivement sur les couples d'images 1975-1992, 1992-2000 et leur comparaison avec les images respectives de 2000 et 2010. Ce premier traitement a pour objectif l'identification des interactions potentielles de ces changements avec des variables explicatives qui seraient intégrées dans le modèle de prédiction. A l'issue de ce premier traitement, les résultats ont été analysés à l'aide de la méthode proposée par Pontius *et al.*, 2004 pour déterminer la persistance, la perte, le gain et les substitutions potentielles des catégories de l'occupation des sols définies pour chacune des cartes par tableau croisé (Table 1).

Les changements identifiés de chaque couple d'images ont été considéré comme des sous-modèles indépendants de transition qui relient les mutations observées avec des variables explicatives. Celles-ci ont été sélectionnées sur la base de leur potentiel explicatif, évalués à l'aide du coefficient de CramerV. Ce dernier compare chaque variable explicative avec les catégories des cartes de 2000 et 2010

et dont les valeurs supérieures ou égales à 0.40 sont considérées comme acceptables (Eastman, 2006). Plusieurs itérations de cette étape que nous pourrions considérer comme combinatoire ont été réalisées pour obtenir le meilleur ajustement possible entre les variables explicatives et les transitions.

15 variables à caractère biophysique ont été sélectionnées pour l'élaboration d'une cartographie de l'évolution de l'occupation des sols sur le bassin versant : MNT, Pente, Distance au réseau hydrographique, Distance au réseau routier, Distance aux villes et villages, Aspect, Précipitations totales, Type de sols, Distance aux forêts (feuillus, conifère, mixte), distance aux terres agricoles, distance aux zones humides, distance aux arbustes, Distance aux prairies. La proximité des routes et des villes pourrait expliquer l'exode des agriculteurs des sites lointains et leur rapprochement des centres d'habitation, créant ainsi une fermeture progressive des espaces ouverts. Ce phénomène est plus perceptible dans le haut bassin versant (Haut Jura) qui se distingue par la densité de ses forêts et/ou les changements sont plus notables.

3.4. Modélisation du changement de l'occupation des sols

Deux méthodes proposées par le module LCM ont été appliquées pour le calcul de la probabilité d'occurrence pour chaque transition : La

méthode dite «régression logistique» (Kleinbaum et Klein, 2002) prenant en compte les changements observés et les variables expli-

catives potentielles et la méthode dite « MLP : Neuronal Network of Multilayer Perceptions » (Pijanowski *et al.*, 2002 ; Chuvieco, 2002) qui modélise le changement de l'occupation des sols en terme d'évaluation de la nature de la relation entre les changements et les variables explicatives.

Pour les deux couples sélectionnés, la modélisation du changement de l'occupation des sols pour les années 2000 et 2010 a été développée par l'application des chaînes de Markov, utilisant respectivement les cartes de référence de 1992 et de 2000 et la probabilité de transition initialement calculée. Ce premier traitement nous a permis d'identifier les secteurs de pertes et de gain pour chacune des catégories pour les années prédites, en l'occurrence 1992 et 2001.

La calibration du modèle et la comparaison des résultats avec les cartes issues des images de référence a été soumise à une phase de validation pour permettre la création de cartes prédictives pour les années 2015, 2020 et 2030 et évaluer l'évolution de l'occupation de sols

à l'échelle du bassin versant de l'Ain et de ses sous bassins versant et surtout mesurer l'impact directe sur la qualité physicochimique des eaux. La validation a été effectuée sous Idrisi à l'aide de la fonction « Validate ». Deux approches sont par conséquent utilisées pour la validation : une approche dite visuelle et une seconde statistique. La combinaison des deux est importante dans la mesure où la première peut faire émerger les différences et la seconde peut par calcul confirmer ou infirmer ces résultats. Dans le cadre de cette étude nous avons utilisé les deux approches à la fois la comparaison croisée par l'analyse des cartes de dates différentes et des outils statistiques par recours à la méthode Validate, qui examine la concordance de deux cartes ayant les mêmes catégories et ROC. Ce dernier permet l'analyse de deux cartes, une carte booléenne pour une catégorie et son équivalent dite de pertinence pour la même catégorie. Plus la valeur du ROC approche 1 plus la concordance avec la réalité est meilleure (Pontius *et al.*, 2006).

3.5. Validation du modèle d'occupation des sols et scénarii

Les cartes d'occupation des sols extraites des images des années 2000 et 2010 sont prise pour servir de référence. La validation du modèle a nécessité la construction de la matrice de confusion pour l'analyse des correspondances entre les cartes de références et celles obtenues à l'aide des deux méthodes utilisées, en l'occurrence MLP et Régression Logistic. Les erreurs potentielles commises en fonction de chaque modèle telle que l'omission et la commission seront évaluées. La précision globale de la classification est calculée à l'aide la matrice de confusion et correspond à la relation entre le nombre de pixels correctement affectés et le nombre total des pixels de l'image (Chuvieco, 2002), et l'ajustement entre les cartes de réfé-

rence et les cartes générées par modélisation et donc à l'aide de l'indice de Kappa (Pontius *et al.*, 2001).

Après ces ajustements et la précision du modèle, trois cartes prédictives ont été créées, respectivement pour 2015, 2020 et 2030. Pour cela, les cartes de 2000 et 2010, les variables explicatives précédemment sélectionnées pour chaque transition et le modèle qui affiche les meilleures performances ont été utilisés pour la prédiction. Les résultats de ce traitement seront utilisés dans un modèle hydrologique semi distribué pour évaluer l'impact de ces changements de l'occupation des sols sur la dynamique du bassin versant de l'Ain.

4. Résultats et discussion

4.1. Détection des changements: un contraste amont-aval

L'analyse visuelle des résultats du traitement par télédétection des images satellites et du tableau croisé montre que globalement les résultats sont concordants et acceptables

expliquant près de 90% de l'occupation des sols. Ainsi les résultats consignés dans la table 1, issus du tableau croisé entre les cartes d'occupation des sols de 1992 et 2000 montrent

globalement une persistance de deux catégories, en l'occurrence l'eau et les zones humides qui ne sont affectés par aucun changement. Le bâti, les feuillus, les conifères, les forêts mixtes enregistrent des gains notables en surface dont les taux varient de 0.5 km²/an à plus de 4 km²/an sur l'ensemble du bassin. L'extension de cette analyse à toutes les images satellites traitées en l'occurrence de 1975, 1992, 2000 et 2010 montre des changements assez nets de l'occupation sur les trente dernières

années avec l'émergence de deux phases distinctes (Table 1).

Les surfaces bâties affichent une hausse sensible à un rythme relativement élevé pouvant représenter à lui seul près de 50 % de la consommation de l'espace (Table 2). Cette hausse se fait au détriment des terres agricoles en particulier dans les secteurs de plaines et à proximité des sites industriels. Ainsi, le secteur d'Oyonnax et la zone frontalière avec la Suisse sont les principales zones affectées par le phénomène.

Table 1. Tableau croisé de l'occupation des sols de 1992 (vertical) et 2000 (horizontal)

		1992									Total
		Deciduous	Conifers	Mixed forest	Farmland	Meadows	Wetland	Buit-up area	Water	Shrubs	
2000	Deciduous	19081	6481	3554	4504	4728	710	4	26	7206	46293
	Conifers	7224	26466	8501	470	1012	423	1	82	9875	54055
	Mixed forest	2577	5073	38303	3811	5083	1584	23	80	8702	65236
	Farmland	1661	161	899	98899	8911	5219	1286	134	1765	118934
	Meadows	2681	392	3029	11808	15580	3072	47	44	3899	40553
	Wetland	815	244	712	4370	4450	1558	37	31	1242	13459
	Buit-up area	69	5	40	2350	510	246	5905	13	411	9550
	Water	14	6	6	299	60	5	7	2838	80	3317
	Shrub	6777	1878	3206	1582	2803	616	9	74	8360	25305
	Total	40899	40706	58251	128093	43138	13431	7320	3322	41540	376701

Table 2. Évolution des surfaces des différentes catégories sur la période 1975 – 2010

Catégories	Taux de changement (km ² ·an ⁻¹)		
	1975-1992	1992-2000	2000-2010
Forêt feuille	0.78	0.80	0.32
Forêt conifère	1.68	1.17	1.13
Forêt mixte	0.33	0.79	0.42
Agriculture	-0.65	-0.77	-1.06
Prairies	-0.36	-2.16	-0.62
Zones humides	0.02	-1.19	-0.11
Zones urbanisées	3.69	5.48	3.51
Plan d'eau	-0.08	0.18	-0.24
Arbustes	-2.87	-1.55	-4.96

Parallèlement à cette évolution à caractère anthropique, la végétation arborée constituée essentiellement de conifères, de feuillus et de forêts mixtes enregistre une hausse très nette de la surface en particulier sur la période 1975 – 2000 (Figure 2). Cette évolution positive a tendance à s'atténuer dès 2000 pour l'ensemble des catégories précédemment décrites.

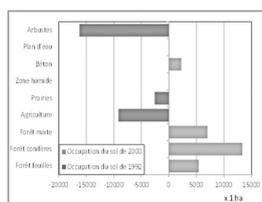


Figure 2. Pertes et gains de surface des différentes catégories du bassin versant

A l'inverse, ce sont les terrains agricoles, les prairies et les zones d'arbustes qui enregistrent

4.2. Validation du modèle

L'élaboration de la carte prédictive du bassin versant de l'Ain (Figure 3) et de son sous bassin versant lacustre « le hérisson » (Figure 4) et leur comparaison aux cartes de références pour les mêmes dates a permis de valider le modèle par l'évaluation de la précision, des coefficients de Kappa et finalement des précisions individuelles des différentes catégories. Les cartes

les plus fortes baisses. La proximité du réseau routier, des villes et villages de même que l'exode massif en particulier dans la partie amont du bassin versant sont les principaux facteurs qui expliquent ces mutations. A l'inverse, le bas du bassin versant n'est affecté par aucun changement notable. L'agriculture intensive pratiquée dans ces zones a quasiment atteint son niveau le plus élevé en termes de surface ne permettant aucune modification notable.

prédictives seront considérées comme acceptables si la précision est au moins égale à 85% (Anderson, 1971; Eastmans, 2009).

Les tableaux (3,4,5) donnent respectivement les précisions à la fois du producteur et de l'utilisateur pour les catégories et les coefficients de Kappa et la précision globale.

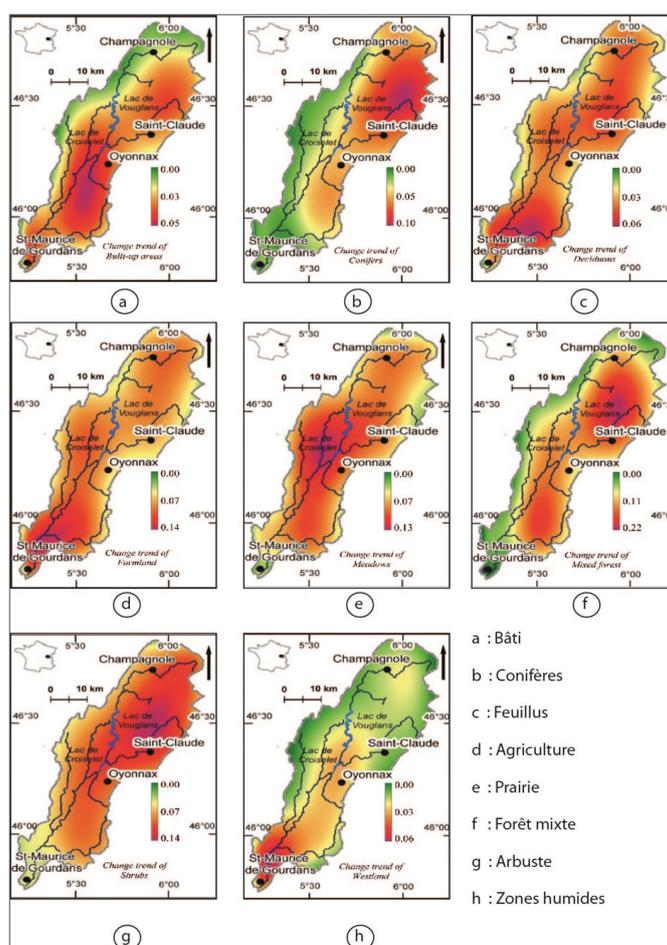


Figure 3. Spatialisation des catégories d'occupation des sols et identification des principaux foyers de changement

Table 3. Précision de la validation entre les cartes réelles et prédictives de 2010 avec l'option MLP

Catégories	Précision de producteur (%)	Précision de l'utilisateur (%)	Erreurs de commission (%)	Erreurs d'omission (%)
Forêt feuillus	83.90	79.31	20.69	16.1
Forêt conifère	87.78	95.49	4.51	12.22
Forêt mixte	82.73	84.07	15.93	17.27
Agriculture	90.66	82.61	17.39	9.34
Prairies	72.37	66.03	33.97	27.63
Zones humides	84.93	81.27	18.73	15.07
Zones urbanisées	85.01	98.65	1.35	14.99
Plan d'eau	96.84	75.17	24.83	3.16
Forêt ouverte	79.39	75.62	24.38	20.61

Table 4. Précision de la validation entre les cartes réelles et prédictives de 2010 avec l'option Régression Logistique (ReLog)

Catégories	Précision de producteur (%)	Précision de l'utilisateur (%)	Erreurs de commission (%)	Erreurs d'omission (%)
Forêt feuille	91.30	92.03	7.97	8.70
Forêt conifère	92.91	96.41	3.59	7.09
Forêt mixte	88.64	93.44	6.56	11.36
Agriculture	96.72	87.15	12.85	3.28
Prairies	79.07	81.52	18.48	20.93
Zones humides	78.89	79.18	20.82	21.11
Zones urbanisées	84.99	98.74	1.26	15.01
Plan d'eau	99.60	100.00	0.00	0.40
Forêt ouverte	88.70	61.63	38.37	11.30

Table 5. Les paramètres de validation entre la carte réelle (à partir de l'image 2010) et les cartes créées par les réseaux neuronaux (MLP) et par la régression logistique (RegLog)

	2010-MLP	2010-RegLog
Précision globale (%)	89.35	88.71
Kappa	0.88	0.84

L'eau, très peu affectée par ces mutations affiche la plus grande précision (96.84 %). L'agriculture, les forêts de conifères et les zones urbanisées enregistrent les plus forts taux de précision, respectivement égales à 90.66%, 87.78% et 85.01%. A l'inverse, la précision pour la catégorie prairie est relativement faible (72.37%).

Afin de mesurer l'impact de ces changements d'occupation des sols à l'échelle des sous bassins versants et plus précisément sur les lacs, les données et paramètres utilisés pour le

grand bassin versant de l'Ain ont été réutilisés pour le sous bassin versant du Hérisson. Celui-ci détient à lui seul près de 70% des lacs étudiés et fait par conséquent office de site d'expérimentation de premier ordre. La sélection des mêmes missions satellitaires et leur traitement à l'aide du module LCM par l'application des méthodes MLP et RegLog donnent des indices de Kappa supérieur à 0.80 et une précision globale dépassant 85%, ce qui rend le traitement acceptable et le modèle viable pour la prédiction (Table 6).

Table 6. Validation du modèle par la comparaison des résultats de la prédiction aux données de référence et calcul du coefficient de Kappa

	2000-MLP	2006-MLP
Précision globale (%)	85.59	85.82
Kappa	0.8319	0.8345

La création de la carte prédictive pour l'année 2030 montre que l'évolution de l'occupation des sols est nette en particulier dans les contreforts du haut jura, marquée par la transition progressive de certaines espèces végétales (forestière essentiellement) pour couvrir de larges surfaces. Ainsi, les forêts mixtes et les

feuillus ont gagné en surface au détriment des conifères qui eux ont progressé plutôt vers les hauteurs. De la même manière, l'extension des surfaces bâties dans le secteur aval du bassin versant et plus précisément à Doucier est très franche. Phénomène qui ne cesse de s'accroître jusqu'en 2030 comme le montre la figure (3c).

4.3. Conséquences du changement de l'occupation des sols sur la dynamique physico-chimique des plans d'eau et des rivières

4.3.1 Qualité physico-chimiques des plans d'eau du Haut Jura

Deux faits marquants caractérisent les plans d'eau jurassiens à des degrés différents : une hausse très nette des teneurs en matière organique dès le début des années 60, phénomène qui se poursuit avec une forte intensité et une désoxygénation aigue en particulier durant les périodes de stratification directe et plus précisément durant les mois d'été et du début de l'automne.

Ce phénomène affecte de nombreux plans d'eau à travers le monde donnant naissance à une dynamique scientifique scindée en deux pôles, l'une focalisée sur les processus impliqués dans la déplétion en oxygène des niveaux profonds des plans d'eau (hypolimnion) et l'autre orientée vers le développement d'indices pour leur classification (Strom, 1931, Hustchinson, 1938 et Mortimer, 1942, Borowiak *et al.*, ; Matzinger *et al.*, 2010, Livingstone and Imboden, 1996 ; Brian Rippey *et al.*, 2009).

Plusieurs études ont mis en avant l'hypothèse sur l'implication du phosphore dans ce processus et ce n'est que récemment que d'autres recherches ont cerné l'implication de la matière organique qui joue un rôle conséquent dans la consommation d'oxygène. L'activité bactérienne est affectée par la température de l'hypolimnion qui agit sur la décomposition de la matière organique des sédiments (Charlton 1980; Rosa and Burns 1987). Cette déplétion oxygène se traduit par la réduction du milieu et la production de gaz à effet de serre (CH_4 , CO_2 , H_2S). Elle se

traduit également par la réduction de la faune essentiellement benthique (Verneaux *et al.*, 2011) et par l'accroissement du degré d'anaérobiose (Er% variant entre 20% et 40%) (Christian, 1994) et qui ont augmenté depuis selon la profondeur des lacs.

L'échantillonnage de plusieurs carottes de différents lacs, leur datation au ^{210}Pb et les analyses chimiques pratiquées sur les premiers cinquante centimètres de sédiments ont donné des résultats suivants (Table 7).

Globalement, les teneurs en matière organique ont évolué de près de 40-50% pour la majorité des lacs sauf pour le lac de Bonlieu qui affiche une hausse relativement faible en raison de la présence d'une tourbière à proximité qui assure l'essentiel des apports de matière organique.

L'introduction des pourcentages de l'occupation des sols des années 1975 et de 2020 dans le modèle WARMF et la simulation des taux de carbone organique pour la période 1975-2020 montre une hausse très nette des apports organiques dans la masse d'eau libre en particulier sur les dix dernières années (Figure 5). L'extension de cette simulation au cours d'eau principal, en l'occurrence l'Ain montre une légère hausse des taux de carbone. Les débits relativement élevés de la rivière atténuent largement ces teneurs.

L'extraction de carottes sédimentaires de plusieurs lacs des plateaux du bas et intermé-

dière leur datation au ^{210}Pb et l'analyse de la matière organique montre une hausse très nette dès le milieu des années 50 (Figure 5). Il est important de signaler que la profondeur de

10 cm correspond au début des années 60 ce qui est concordant avec le début de l'exode des populations agricoles et le déclin des activités sur la partie haute du bassin versant.

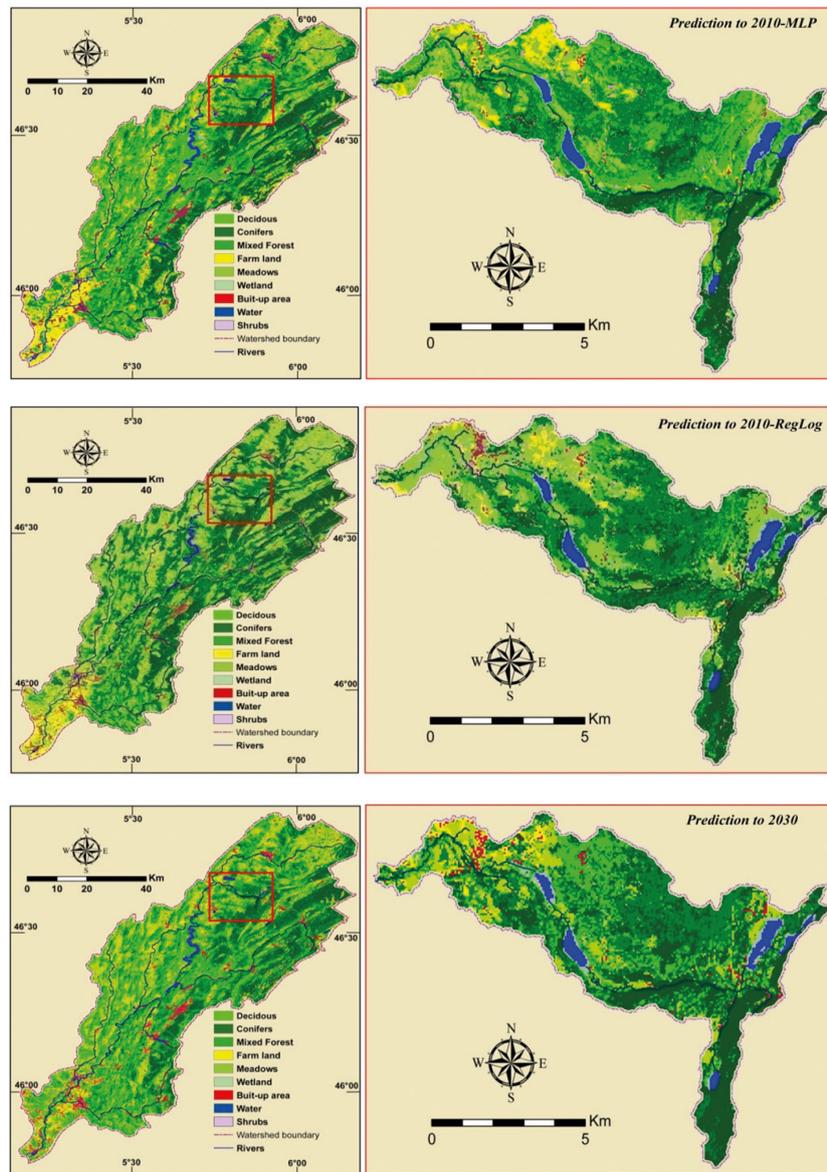


Figure 4. Application des méthodes MLP et RegLog pour la prédiction de l'occupation de sols de 2010 et de 2030 au bassin versant du Hérisson (bassin des lacs)

Table 7. Teneurs en matière organique des principaux lacs du Jura

Lacs	Ilay	Narlay	GMaclu	Bonlieu	Chala- in	Clair- vaux	Ab- baye	Saint- -Point	Source
MO sédiment (%)	29	18	16	36	7	5	32	10	Verneaux <i>et al.</i> , 1991
MO sédiment (%)	47.55	44.95	46	45.17	41.35	42.97	53.47	40.91	Nedjai Rachid 2004-2005
MO sédiment (%)	71	61.4	28.8		37	56.6	86.5	54.3	Agence de l'eau 2011

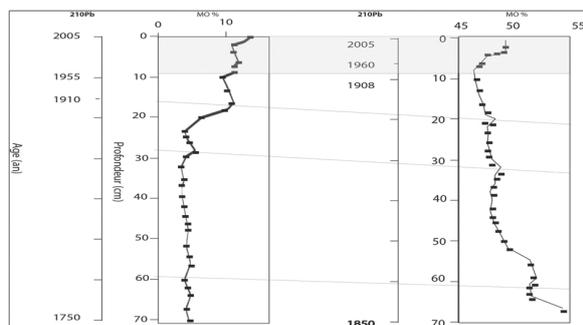


Figure 5. Hausse des apports organiques sur les trente dernières années

Ces flux de matière organique se sont traduits par l'installation d'une phase d'hypoxie qui se prolonge par l'asphyxie de l'hypolimnion des principaux lacs du plateau intermédiaire durant la période de stratification directe atteignant leur maximum en fin de période estivale et début de l'automne.

La mesure directe du taux d'oxygène à 22 m au lac d'Ilay confirme l'installation d'une phase d'hypoxie dès la fin du printemps pour se prolonger jusqu'au mois de novembre. La durée de ces épisodes d'anoxie varie en fonction des précipitations et de la température.

4.3.2. Conséquences sur les rivières aval

La collecte des données de mesures des teneurs en carbone organique et leur intégration dans le modèle WARMF a permis de dresser l'état du système des vingt dernières années et de prévoir le futur par la considération des résultats de simulation de l'évolution de la couverture végétale couplé aux prévisions du GIEC (Scenarior E1A E2A). La représentation graphique des teneurs en carbone organique montre une légère tendance à la hausse dans la rivière d'Ain (Figure 7). Plusieurs explications peuvent être données sur cette montée relativement faible : 1) la récupération d'une large part de carbone organique et plus largement de la matière organique par les plans d'eau 2) les forts débits de la rivière d'Ain atténuent les teneurs en matière organique et en carbone organique réduisant ainsi l'intensité de ces apports. Globalement les teneurs en COD affichent une relative stabilité autour de 2.0 mg/l. Cette tendance est à la hausse sur les

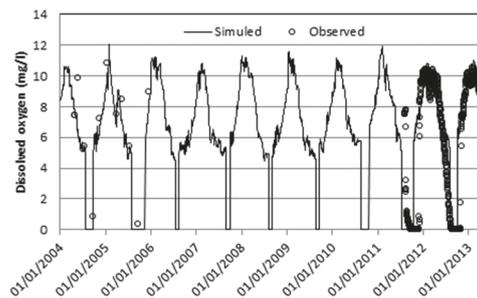


Figure 6. Analyse comparée des taux d'oxygène simulés et observés à 22 m au lac d'Ilay

La modélisation de la variation des taux d'oxygène sur la période 2004 – 2010 confirme la carence en oxygène des niveaux profonds des lacs du Jura (Figure 6)

L'analyse des profils d'oxygène de tous les plans d'eau du Jura démontre la généralisation de ce phénomène à l'ensemble des lacs à des degrés différents. En effet, les lacs peu profonds et/ou recevant des flux d'eau conséquents, en l'occurrence les lacs du plateau du bas sont relativement moins affectés par la désoxygénation de leur hypolimnion. Cette règle s'applique également au linéaire principal où on enregistre une hausse des apports organiques et une baisse des taux d'oxygène.

dernières années revenant à un état plus aigue déjà rencontré en 2004.

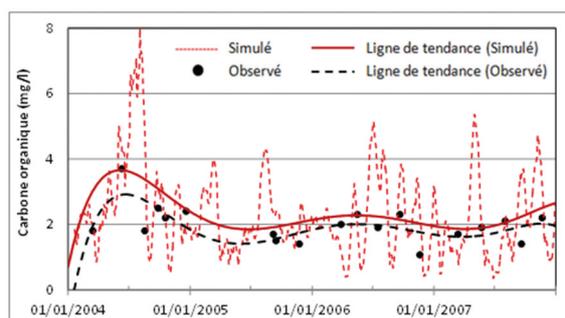


Figure 7. Analyse comparée de COD de l'Ain (à Conte)

Les conséquences de cette de COD sur le système se traduisent par la baisse aigue des teneurs en oxygène de la rivière d'Ain de façon inégale selon les secteurs. La simulation prédictive selon les deux scenarii du GIEC E1A et E2A confirment la poursuite de la baisse des taux d'oxygène en 2020 et en 2030 (Figure 8)

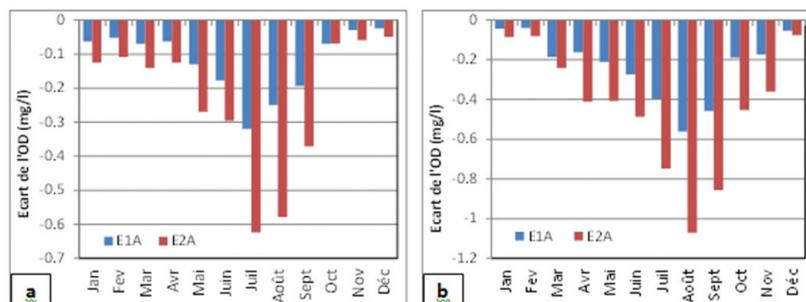


Figure 8. Evolution des taux d'oxygène pour 2020 et 2030 sur la base des scénarii E1A et E2A du GIEC

5. Conclusion

L'impact de l'occupation des sols sur les écosystèmes est une réalité qui ne cesse d'intéresser les scientifiques comme les gestionnaires. Cet état de fait est la conséquence directe d'une mutation à la fois sociale, économique, biologique enrobé d'un changement climatique avéré. Ces profondes modifications observées se manifestent globalement par la fermeture paysagère induite par l'exode massif des contrées lointaines laissant place à l'installation d'une végétation de plus en plus abondante et surtout la diminution des activités d'entretien. Ce phénomène, entamé depuis près de trente années en France, laisse présager le pire pour les écosystèmes à la fois sur le plan abiotique (perturbation de la dynamique hydrogéochimique) et sur le plan biotique (réduction de la biodiversité) et fait remonter à la surface les craintes d'une longévité de ces processus qui ne peuvent que dérégler les milieux.

L'approche lancée dans le cadre de ces travaux de recherche tente d'abord d'identifier les facteurs naturels et anthropiques impliqués dans ces modifications de l'occupation des sols et d'évaluer leur impact sur les lacs et les rivières sur le court terme et puis élaborer une cartographie prédictive susceptible d'apporter des

réponses sur l'évolution et la tendance sur le moyen terme.

Les résultats obtenus par modélisation vont dans le sens d'une installation pérenne du phénomène en particulier du regain progressif de toutes les contrées initialement utilisées pour le pastoralisme par de la forêt. Ce processus engendre de fait un déséquilibre sur le plan des flux de matériaux solides et liquide avec comme facteur prépondérant une hausse sensible des taux de matière organique. Celle-ci contribue à la dérive progressive des plans d'eau par la modification de leurs états physico-chimiques créant ainsi des milieux réducteurs, le relargage de composés réduits et la production de gaz en particulier du méthane. L'excès de matière organique se traduit par l'allongement des phases d'anoxie des couches profondes des plans d'eau dont la durée varie de quelques jours à plusieurs mois selon les lacs, leur position géographique et surtout leur profondeur. Cet excès de matière organique se fait sentir dans les rivières plus en aval en dépit de la forte rétention d'une partie non négligeable des apports par les plans d'eau amont. Les conséquences sur les cours d'eau n'est donc pas négligeable et la prolongation de ce processus risque de réduire considérablement la vie dans ces milieux.

Bibliographie

- Anderson J.R., 1971. Land use classification schemes used in selected recent geographic applications of remote sensing. *Photogramm. Eng.* 37 (4), 379-387.
- Aussenac G. 1979. Production de litière dans quatre jeunes peuplement de douglas dans l'Est de la France. *Revue Forêts de France*, No. XXXI, 15-19.
- Aussenac G., 1975. Couverts forestiers et facteurs du climat: leurs interactions, conséquences écophysologiques chez quelques résineux. Univ. Nancy.

- Battarbee R.W., Mason J., Renberg I., Tailing J.F., 1990. Paleolimnology and lake acidification. In: Book of Royal Society of London, London, 339-347.
- Borowiak D., Nowiński K., Barańczuk J., Skowron R., Solarczyk A., Marszelewski W., 2010. Interactions between Areal Hypolimnetic Oxygen Depletion rate and trophic state of lakes in northern Poland. BALWOIS. Ohrid, Macedonia.
- Bultot F., Dupriez G., Bodeux A., 1972. Interception de la pluie par la végétation forestière; estimation de l'interception journalière à l'aide d'un modèle mathématique. *Journal of Hydrology* 17 (3), 193-223.
- Chander G., Markham B.L., 2003. Revised Landsat-5 TM Radiometric Calibration Procedures and Postcalibration Dynamic Ranges. *IEEE Transactions on GeoScience and Remote Sensing* 41, 2674-2677.
- Charlton, M. N. 1980. Oxygen depletion in Lake Erie: Has there been any change? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37, 72-81.
- Chen C.W., Herr J. W., Goldstein R.A., Ice G., Cundy T., 2005. Retrospective Comparison of Watershed Analysis Risk Management Framework and Hydrologic Simulation Program Fortran Applications to Mica Creek Watershed. *Journal of Environmental Engineering* 131 (9), 1277-1284.
- Christian G.D., 1994. Acid-base equilibria. In: Rose N., Craig M. [Eds.], *Analytical Chemistry*. John Wiley & Sons, Toronto, Canada, 172-219.
- Neuwirth C., 2013. Spatial sensitivity of grassland yields to weather variations in Austria and its implications for the future. *Applied Geography* 45, 332-341.
- Chuvieco E, Martin M.P, Palacios A, 2002. Assessment of different spectral indices in the red-near-infrared spectral domain for burned land discrimination. *International Journal of Remote Sensing* 23 (23), 5103-5110.
- Dumas D., 2009. Estimation de l'influence de la couverture forestière sur les pluies en montagne: exemple du massif de la Chartreuse. *Revue Forestière Française* 60 (6), 711-726.
- Eastman J.R., 2009. *IDRISI Taiga: Guide to GIS and Image processing*. Clack Lab-Clack University.
- Griffiths R.B., 2010. *Stochastic Processes. Lecture Notes on Quantum Mechanics* 8, 1-10.
- Haan, C.T., 1977. *Statistical Methods in Hydrology*. The Iowa State University Press., USA.
- He C., Okada N., Zhang Q., 2006. Modeling urban expansion scenarios by coupling cellular automata model and system dynamic model in Beijing, China. *Journal of Applied Geography* 26, 323-345.
- Hepinstall J.A., Alberti M., Marzluff J.M., 2006. Predicting land cover change and avian community responses in rapidly urbanizing environments. *Landscape Ecology* 23, 1257-1276.
- Huang W, Liu H., Luan Q., Jiang Q., Liu J., Liu H., 2008. Detection and Prediction of Land Use Change in Beijing based on Remote Sensing and GIS. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences* 37 (B6b), 75-82.
- Houet T., 2006. Occupation des sols et gestion de l'eau: Modélisation prospective en paysage agricole fragmenté (Application au SAGE du Blavet). Thèse de doctorat. Université de Rennes 2-haute Bretagne UFR Sciences Sociales - Département de Géographie Laboratoire.
- Hubert-Moy L., Corgne S., Houet T., Tissot C., 2006. Modélisation prédictive et prospective des changements de l'occupation des sols. *Interactions Nature-Société, analyse et modèles*, UMR6554 LETG, La Baule.
- Hutchinson G. E. 1938. On the relationship between oxygen deficit and the productivity and Typology of lakes. *International Review of Hydrobiology* 36 (2), 336-355.
- ITT Inc, 2005. *ENVI Online Help, Version 4.2*. USA: ITT Corporation, USA.
- ITT Inc., 2008. *ENVI Online Help, Version 4.5*. USA: ITT Corporation, USA.
- Kleinbaum D.G., Klein M., 2002. *Logistic Regression: A Self-Learning Text, Second Edition*. With Contributions by Erica Rihl Pryor. Springer.
- Livingstone D.M., Imboden, D.M., 1996. The prediction of hypolimnetic oxygen profiles: a plea for a deductive approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53, 924-932.
- Matzinger A., Müller B., Niederhauser P., Schmid M., Wuëst A., 2010. Hypolimnetic oxygen consumption by sediment-based reduced substances in former eutrophic lakes. *Limnology and Oceanography* 55 (5), 2073-2084.
- Mortimer, C.H., 1942. The exchange of dissolved substances between mud and water, 1 and 2. *Journal of Ecology* 29, 280-329.

- Mubea K.W., Ngigi T.G., Mundia C.N., 2010. Assessing application of Markov chain analysis in predicting Land cover change: A case study of Nakuru municipality. *JAGST* 12 (2), 126-144.
- Okwuashi O., Isong M., Eyo, Eyoh A., Nwanekezie O., Olayinka D.N., Udoudo D.O., Ofem B., 2012, GIS Cellular Automata Using Artificial Neural Network for Land-use Change Simulation of Lagos, Nigeria. *Geography and Geology* 4 (2), 94-101.
- Pijanowski B.C., Brown D.G., Manik G., Shellito B., 2002. Using neural nets and GIS to forecast land use changes: a land transformation model. *Computers, Environment and Urban Systems* 26 (6), 553-575.
- Pontius Jr. R.G, Malizia N.R., 2004. Effect of category aggregation on map comparison. *Lecture Notes in Computer Science* 3234, 251-268.
- Pontius Jr. R.G., Cornell J., Hall C., 2001. Modeling the spatial pattern of land-use change with Geomod2: application and validation for Costa Rica. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 85 (1-3), 191-203.
- Pontius Jr. R.G, Chen H., 2006. GEOMOD Modeling: Land-Use & Cover Change Modeling. Idrisi 15: The Andes edition. Clark Labs, Worcester, USA.
- Richards J.A., Jia X., 2006. Remote Sensing Digital Image Analysis. Book of Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Richards J.A., Jia X., 1999. Remote Sensing Digital Image Analysis. Springer, New York.
- Rippey B., McSorley M., 2009. Oxygen depletion in lake hypolimnia. *Limnology and Oceanography* 54 (3), 905-916.
- Rosa F, Burns N.M., 1987. Lake Erie central basin oxygen depletion changes from 1929-1980. *Journal of Great Lakes Research* 13, 684-696
- Ruelland D., Dezetter A., Puech C., Ardoin-Bardin S., 2008, Long-term monitoring of land cover changes based on Landsat imagery to improve hydrological modelling in West Africa. *International Journal of Remote Sensing* 29 (12), 3533-3551.
- Stewart W.J., 1994. Introduction to the Numerical Solution of Markov Chains. Princeton, New Jersey.
- Strom K.M, 1931. Fetovatn: A physiographic and biological study of a mountain lake. *Archiv für Hydrobiologie* 22, 491-536.
- Tewelde M.G., Cabral P., 2011. Urban Sprawl Analysis and Modeling in Asmara, Eritrea. *Journal of Remote Sensing* 3, 2148-216.
- Verneaux V., Verneaux J., Schmitt, Lovy C., Lambert J.C., 2004. The lake biotic index (LBI): an applied method for assessing the biological quality of lakes using macrobenthos; the Lake Chalain (French Jura) as an example. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology* 40, 1-9.