

Document public

60354



Mesure et suivi de la turbidité des eaux de Guyane par télédétection : Analyse bibliographique.

Rapport Final

BRGM/RP ou RC-60354-FR
Novembre 2011



Géosciences pour une Terre durable

brgm



3 5000 00078897 5

Document public

Mesure et suivi de la turbidité des eaux de Guyane par télédétection : Analyse bibliographique.

Rapport Final

BRGM/RP ~~ou RC~~-60354-FR

Novembre 2011

Étude réalisée dans le cadre des projets
de Service public du BRGM 2011 N° 11EAUK49

O. ROUZEAU

Vérificateur :

Nom : BOURGUIGNON Anne

Date : 25/11/2011

Signature :

Approbateur :

Nom : Braux Christian

Date :

Signature : BRAUX
Chef du Service
Ressources Minérales

Le système de management de la qualité du BRGM est certifié AFAQ ISO 9001:2008.



Géosciences pour une Terre durable

brgm



Mots clés : TELEDETECTION, TURBIDITE, QUALITE EAU

En bibliographie, ce rapport sera cité de la façon suivante :

Mesure et suivi de la turbidité des eaux de Guyane par télédétection : Analyse bibliographique.

Synthèse

La qualité de l'eau des rivières servant à l'alimentation en eau potable de Guyane est très difficile à mesurer compte tenu des difficultés d'accessibilité du territoire.

L'idée est de pouvoir suivre cette qualité par télédétection dans le but de mettre en place un « réseau turbidité » sous la responsabilité de la DEAL Guyane.

Le présent rapport fait un état de l'art des différentes techniques et méthodes permettant, grâce aux images spatiales, de mesurer un certain nombre de paramètres relatifs de la qualité (la concentration de matières en suspension, la turbidité, l'opacité en fonction de la profondeur, le taux de chlorophylle-a, la concentration en matière organique dissoute).

Pour ces grandeurs, la littérature est très importante depuis les années 1970 où les premiers satellites de télédétection ont permis d'approcher ces paramètres suivant des lois empiriques calées par rapport à des mesures de terrain.

Chaque auteur (ou équipe scientifique) a bâti des modèles de paramètres de la qualité de l'eau à la fois propres au dispositif satellite utilisé et en fonction des zones d'études choisies et de leurs conditions d'écoulement.

Il paraît donc nécessaire de procéder de la même façon en Guyane, avec une phase de calibration au sol suivant un protocole qui reste à définir.

Sommaire

1. Présentation	9
2. Introduction	9
3. L'utilisation de la télédétection	10
3.1. LA MODELISATION	11
3.2. LES PARAMETRES MESURES PAR TELEDETECTION	11
3.2.1. Estimation de la concentration de matières en suspension	13
3.2.2. La turbidité	20
3.2.3. L'opacité	24
3.2.4. Le taux de chlorophylle-a	25
3.2.5. La concentration en matières organiques dissoutes	27
3.3. LE CHOIX DES CAPTEURS	27
4. Conclusions et recommandations	29
4.1. CARACTERISTIQUES DES CAPTEURS SPATIAUX	29
4.2. MESURES IN SITU DES PARAMETRES POUR LE CALAGE	31
5. Bibliographie	33

Liste des illustrations

Figure 1 : Détail des régressions multiples pour la cartographie.....	12
Figure 2 : Relation entre la réflectance de la longueur d'onde et la concentration de matière en suspension (RICHIE & al. 1976).....	13
Figure 3 : Image Landsat TM du Lac Chicot et image dérivée montrant les différentes classes de matière en suspension (HARRINGTON & al. 1992).....	14
Figure 4: carte des matières en suspension total (DEKKER & al. 2001)	15
Figure 5 : Carte de la concentration des sédiments en suspension dans l'estuaire de la Gironde (Image Landsat TM du 08/03/2000) (DOXARAN D. & al. 2004)	15
Figure 6 : Réflectances spectrales mesurées des matières en suspension sur la cote guyanaise. On remarque la variation du spectre dans la partie infrarouge du spectre	16
Figure 7 : Panaches turbides de part et d'autre de Cayenne (Image SPOT-4, FROIDEFOND J.M. & al. 2004) ,	17
Figure 8 : Image de la concentration de matières en suspension dérivée de l'image SPOT (bande 2) du 2 mai 1998 (LEHNER & al. 2004).....	18
Figure 9 : Image calibrée des sédiments en suspension du lac Balaton.....	18
Figure 10 : Détail des régressions multiples pour la cartographie de la concentration en matière en suspension (USTUN B. 2011)	19
Figure 11 : Carte de turbidité de la rivière Charles dans Boston (largeur de l'image 6,7 km)	21
Figure 12 : distribution de la turbidité dans l'estuaire de la rivière Pearl	22
Figure 13: Relation entre le ln de la concentration de sédiments en suspension et la turbidité (PAVELSKY & al. 2009).....	23
Figure 14 : niveau de turbidité des l'eau de la rivière Klang (HASMADI & al. 2010).....	23
Figure 15 : Carte de la couverture de la turbidité de l'eau (SOMVANSHI S. & al. 2011).....	24
Figure 16 : Technique d'utilisation du disque de Secchi.....	24
Figure 17 : diagramme de dispersion du taux de chl-a en fonction de la première dérivée de la réflectance à 446,9 nm (HUANG & al. 2010).....	27

Liste des tableaux

Tableau 1 : Différentes méthodes pour le calcul de la concentration de matières en suspension	14
Tableau 2 : Valeurs acceptables de turbidité (SHAFIQUE & al.2004)	20
Tableau 3 : Différentes méthodes pour le calcul de la turbidité	21
Tableau 4: Différentes méthodes pour le calcul de l'opacité de l'eau par la mesure du disque de Secchi	25
Tableau 5 : Différentes méthodes pour le calcul de la concentration en chlorophylle-a.....	26
Tableau 6: caractéristiques des capteurs les plus utilisées pour estimer la qualité de l'eau.	29
Tableau 7 : Longueurs des cours de quelques rivières de Guyane.....	31

1. Présentation

La grande majorité de la population guyanaise est alimentée en eau potable à partir des eaux prélevées dans les différents fleuves du département. Cependant, ces eaux peuvent être rendues impropres à la consommation en fonction de dégradations issues des marées ou de l'activité d'orpaillage en amont des prélèvements.

Afin de garantir leur potabilité, il est nécessaire de suivre la qualité de ces eaux. Cependant ce travail est rendu délicat du fait de la difficulté à se déplacer sur une grande majorité du territoire.

L'alternative serait de pouvoir mesurer ces dégradations notamment les quantités de matières en suspension liées à la turbidité des eaux grâce à des données satellites, évitant ainsi les déplacements sur le terrain.

Dans ce cadre, la DEAL a demandé au BRGM une proposition technique en vue de créer un « réseau turbidité » permettant à la fois de fédérer la mesure au sol et le suivi de la turbidité des cours d'eau de Guyane grâce aux images satellites.

L'objectif de ce rapport est d'établir une synthèse bibliographique des méthodes utilisées par la télédétection pour caractériser la transparence (ou la turbidité) des eaux en corrélation avec des mesures de terrains.

Il sera émis en fin de rapport des recommandations sur les apports et les inconvénients de la télédétection spatiale pour le suivi et le maintien du réseau turbidité guyanais.

2. Introduction

La qualité de l'eau est un des critères caractéristiques des propriétés de l'eau en terme physique, chimique, thermique et/ou biologique.

Cependant, il est difficile de définir une qualité standard propre à chaque utilisation qui peut en être fait. Par exemple les paramètres physiques, chimiques ou biologiques pris en compte pour l'alimentation humaine peuvent être différents de ceux de l'irrigation agricole.

In situ, des collectes et mesures d'échantillons analysés en laboratoire sont habituellement effectuées afin d'évaluer la qualité de l'eau suivant des normes fixées. Cependant, si ces prélèvements sont effectués en des points précis suivant une périodicité établie, il n'en est pas de même pour les mesures qui peuvent être faites à partir d'images satellites, compte tenu de leurs caractéristiques :

- spectrales (il n'est enregistré que certaines longueurs d'onde) ;

- spatiales (la résolution au sol peut être de quelques centimètres à plusieurs dizaines, voire centaines de mètres) ;
- de répétitivité (le laps de temps entre deux survols consécutifs de la même zone au sol peut varier de quelques heures à quelques dizaines de jours).

L'objectif de ce rapport est de faire un état de l'art bibliographique des méthodes et techniques utilisées par différentes équipes à travers le monde pour surveiller et évaluer la qualité de l'eau par télédétection.

3. L'utilisation de la télédétection

Les substances présentes dans les eaux de surface (qu'elles soient de mer ou douces) modifient leurs caractéristiques et donc leurs propriétés de rétrodiffusion mesurées par les satellites (RITCHIE & al. 2003).

Les facteurs généralement pris en compte qui affectent la qualité de l'eau sont :

- les matières en suspension caractéristiques de la turbidité ;
- les algues (en fonction de leur teneur en chlorophylle ou caroténoïdes) ;
- les plantes vascularisées aquatiques ;
- la matière organique dissoute ;
- les variations thermiques ;
- les agents pathogènes ;
- les produits chimiques (éléments nutritifs, pesticides, métaux) ;
- les huiles.

Hormis les agents pathogènes et les produits chimiques (car non directement décelables par télédétection), toutes variations de ces facteurs modifient l'énergie spectrale de la réflectance solaire et ou l'émission de rayonnement thermique.

Le choix d'utiliser des outils de télédétection pour mesurer des paramètres responsables de la qualité de l'eau dépend de leur capacité à mesurer ces changements caractérisés par des variations de signatures spectrales ou thermiques¹.

Ainsi, les longueurs d'ondes optimales employées pour mesurer un paramètre de qualité de l'eau dépend à la fois de la substance mesurée, de sa concentration et des caractéristiques du dispositif d'enregistrement et de sa disponibilité (répétitivité, coût et délais d'acquisition).

Cependant, les outils de télédétection fournissent des instantanés spatiaux et temporels des paramètres de la qualité des eaux de surface qui doivent être calibrés par des modèles mathématiques en fonction de mesures effectuées sur le terrain.

¹ Il ne sera pas fait mention dans ce rapport des propriétés thermiques compte tenu de la mauvaise résolution spatiale des détecteurs dans ces gammes de longueurs d'ondes.

3.1. LA MODELISATION

La plupart des équipes travaillant sur ce sujet ont mis au point des modèles empiriques ou analytiques permettant de mesurer un ou des paramètres caractéristiques de la qualité de l'eau en liaison avec des mesures in situ de calibration.

Ces techniques mesurent en général des différences spectrales de l'énergie émise directement par la surface de l'eau au moment de l'enregistrement du signal. Fréquemment, des relations empiriques entre les propriétés spectrales et les paramètres mesurés de qualité de l'eau sont établies par des évaluations statistiques basées sur la détermination de lois de régressions (qu'elles soient linéaires, affines, paraboliques, exponentielles...).

Souvent des informations sur des caractéristiques spectrales du paramètre de qualité de l'eau sont employées pour faciliter la sélection des meilleures longueurs d'onde ou le meilleur modèle dans son approche empirique.

Les caractéristiques empiriques de ces relations limitent leurs applications à la condition pour laquelle les données ont été rassemblées. Souvent, elles sont propres à un site particulier pour des masses d'eau dans des conditions semblables. Les facteurs qui sont à prendre en compte dépendent de la saison, des conditions d'écoulement ou de hauteur d'eau (débits, crues, étiages) et des conditions climatiques.

3.2. LES PARAMETRES MESURES PAR TELEDETECTION

Comme les capteurs spatiaux enregistrent la luminance rétrodiffusée de la surface terrestre, les paramètres mesurés tiennent compte des caractéristiques optiques de l'eau de surface, à savoir sa capacité à diffuser ou absorber la lumière incidente.

Généralement appelé turbidité dans la littérature, la couleur de l'eau est due à la présence de particules en suspension minérales ou organiques, vivantes ou détritiques. Ainsi, plus une eau est chargée en biomasse phytoplanctonique ou en particules sédimentaires, plus elle est turbide.

Les conséquences de la turbidité concernent la pénétration de la lumière et des ultraviolets dans l'eau, et donc la photosynthèse et le développement des bactéries. Par ailleurs, la couleur de l'eau affecte aussi sa température et donc sa teneur en oxygène, son évaporation et sa salinité.

Les paramètres de la qualité de l'eau les plus souvent estimés à partir des réflectances enregistrées par les capteurs spatiaux sont :

- le taux de matière en suspension ;
- la turbidité ;
- l'opacité ;
- le taux de chlorophylle-a ;
- la concentration en matière organique dissoute.

Tous ces paramètres étant fortement interdépendants, certains auteurs ont estimé ces paramètres les uns en fonction des autres.

D'autres paramètres plus anecdotiques peuvent également être recherchés, comme le taux d'azote des nitrates (USTUN B. 2011) ou l'estimation des paramètres biologiques des algues (YANG M.D. & al. 2000).

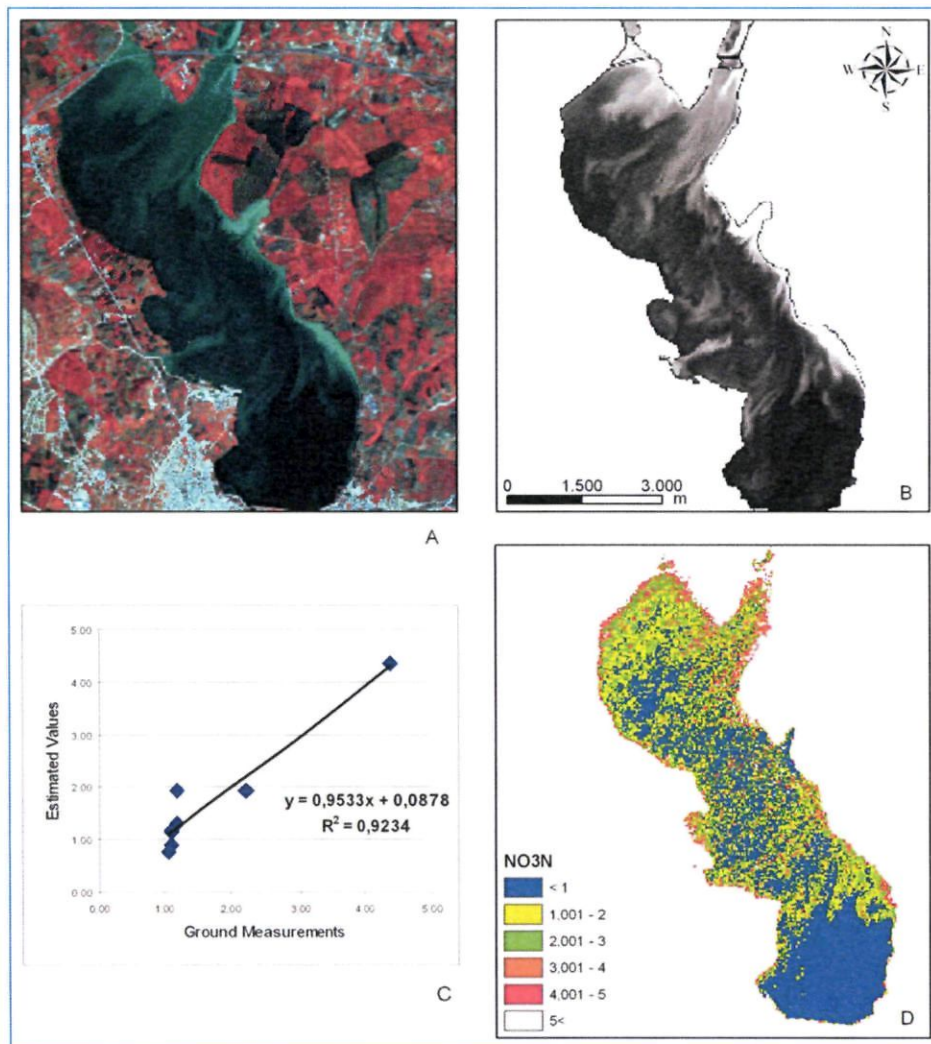


Figure 1 : Détail des régressions multiples pour la cartographie du taux d'azote (USTUN B. 2011)

La bibliographie traitant la télédétection appliquée à la qualité de l'eau étant très fournie depuis les années 70, il ne sera fait mention, dans ce qui suit, que de la façon dont certains auteurs ont obtenu des résultats pour la mesure de tel ou tel paramètre de la qualité de l'eau et des différents coefficients de corrélation (R^2) obtenus.

L'essentiel des résultats est indiqué dans des tableaux récapitulatifs des relations mathématiques obtenues entre la réflectance et le paramètre de la qualité d'eau estimé.

3.2.1. Estimation de la concentration de matières en suspension

Ce terme regroupe les particules solides, minérales ou organiques, en suspension dans l'eau. Conventionnellement, la matière particulaire est définie comme la matière passant à travers un filtre de porosité $0,47 \mu\text{m}$ (MOBLEY C.D., 1999).

Très caractéristiques des eaux douces ou des estuaires, les matières en suspension augmentent le rayonnement émis par les eaux de surface (figure 2) dans la partie visible et proche-infrarouge du spectre électromagnétique. In situ, RITCHY et al. (1976) concluaient que les longueurs d'onde entre 700 et 800 nm (Proche infrarouge) étaient les plus discriminantes pour la détermination des sédiments en suspension à la surface de l'eau.

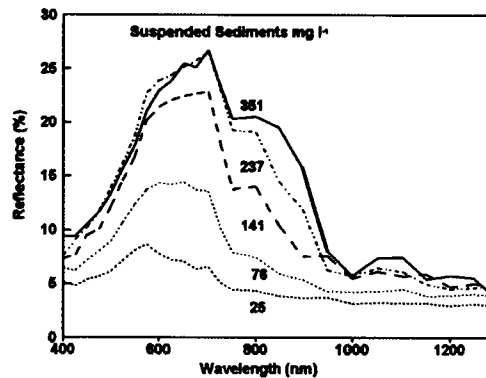


Figure 2 : Relation entre la réflectance de la longueur d'onde et la concentration de matière en suspension (RITCHIE & al. 1976)

Le tableau suivant rassemble un certain nombre de modèles empiriques de concentrations de matières en suspension trouvés dans la littérature.

Zone d'étude	Capteur	Modèle	R ²	Référence
Lac Chicot	Landsat MSS	$R_i = A_i + B_i[1 - e^{(-SSC/S_i)}]$ A, B et S paramètres dépendant de la longueur d'onde i	0,77	HARRINGTON et al. (1992)
Mer du Nord estuaire de l'Elbe	SPOT	$R = 1 - \exp(-0,0214 \text{ SSC})$	0,893	LEHNER & al. (2004)
Lac Balaton (Hongrie)	Landsat TM	$SSC = -2,44 + 1,36 R$	0,89	TYLER & al. (2006)
Estuaire de la Gironde (France)	SPOT Landsat TM	$SSC_{\text{spot}} = 27.424^{e^{0,0279(PIR/V)}}$ $SSC_{\text{Landsat}} = 29.022^{e^{0,0335(PIR/V)}}$	0,8891 0,8806	DOXARAN D & al. (2004)
Embouchures des rivières autour de Cayenne.	SPOT4	$SSC = 3.4707 e^{109,31 X S^2}$	0,8652	FROIDEFOND J.M. & al. (2004)
Delta rivière Piece-Athabasca (Canada)	SPOT ASTER	$\ln SSC = 83 R - 4,5$ et $\ln SSC = 26 (V+R+PIR) - 4$ $\ln SSC = 98 R - 2,5$ et $\ln SSC = 48 (V+R+PIR) - 9$	0,82 et 0,89 0,78 et 0,79	PAVELSKY T.M. & al. (2009)

Tableau 1 : Différentes méthodes pour le calcul de la concentration de matières en suspension

SSC : matière en suspension

R : rouge ; V : vert ; B : bleu PIR : Proche infrarouge

HARRINGTON & al. (1992) a travaillé à partir d'images Landsat TM sur le lac Chicot (Arkansas, USA). Basé sur 12 années d'acquisition soit 79 dates, cet auteur a montré l'intérêt des bandes visibles rouges (600-700 nm) et proche infra-rouge (700-800 nm) pour prédire la qualité des eaux de surface classés en trois catégories (tableau 1 et figure 3).

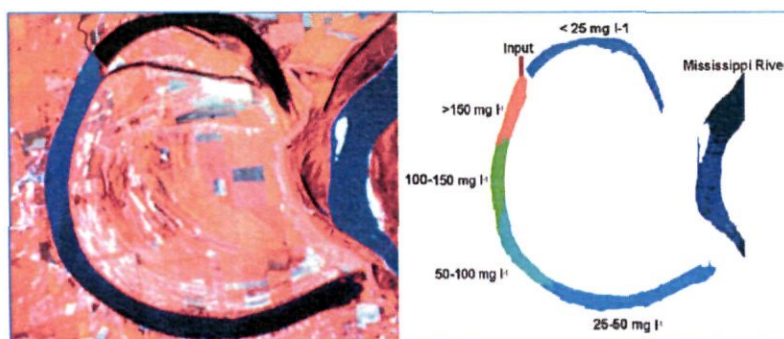


Figure 3 : Image Landsat TM du Lac Chicot et image dérivée montrant les différentes classes de matière en suspension (HARRINGTON & al. 1992)

FORGET P. & al. (1998) a comparé les résultats de la quantification des matières en suspension obtenu par SPOT (2 scènes) et TM (1 scène) corrigées des effets atmosphériques sur l'embouchure du Rhône. Les concentrations obtenues par inversion des images concordent assez bien avec les concentrations d'échantillons

prélevés en mer (différence d'un facteur inférieur à 2). L'influence du courant a été également pris en compte ce qui permet d'apprécier les processus de transports dynamique.

DEKKER et al. (2001) a fait une étude comparée de modèles de matières en suspension entre SPOT-HRV et Landsat-TM5 appliqués à la région sud des lacs de Frisian (Hollande). Les données ont préalablement été corrigées des effets atmosphériques et converties en carte de matières en suspension totale. Les algorithmes mis en place sont basés sur des modèles analytiques optiques à différentes dates et différentes périodes (tableau 1 et figure 4). Il est mis en évidence le rôle de la résolution spatiale (20 m pour SPOT et 30 pour Landsat) et la difficulté d'avoir des images dénuées de couverture nuageuse.

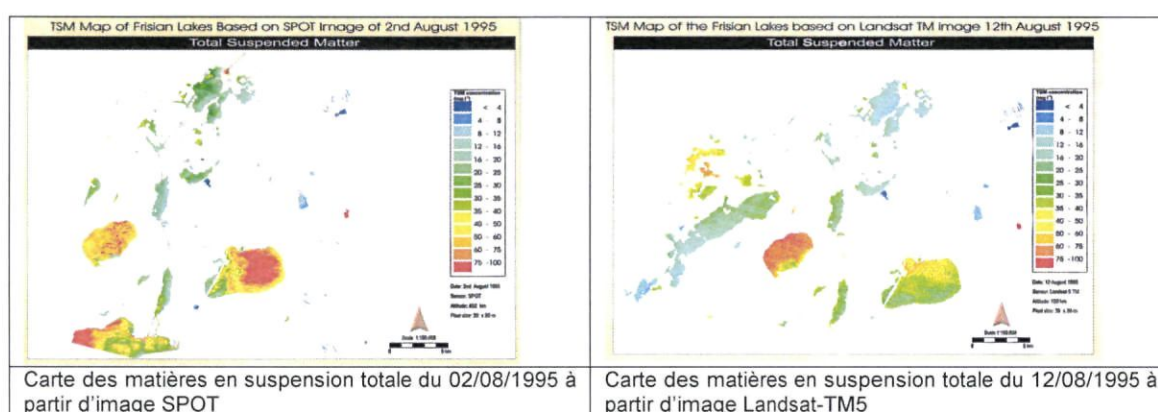


Figure 4: carte des matières en suspension totale (DEKKER & al. 2001)

En utilisant à la fois des données SPOT-HRV et Landsat 7 ETM+ corrigés des effets atmosphériques sur l'estuaire de la Gironde, DOXARAN D. & al. (2004) a démontré qu'il existait une bonne relation entre la concentration de matière en suspension et le rapport du signal acquis en proche infrarouge sur celui acquis dans le rouge (tableau 1 et figure 5).

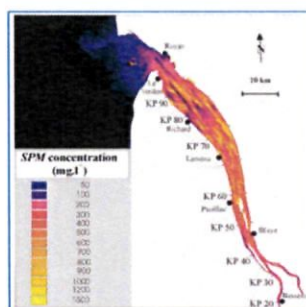


Figure 5 : Carte de la concentration des sédiments en suspension dans l'estuaire de la Gironde (Image Landsat TM du 08/03/2000) (DOXARAN D. & al. 2004)

FROIDEFOND J.M. & al. (2004) a mesuré les panaches turbides à l'embouchure des rivières guyanaises de part et d'autre de Cayenne à partir de SPOT4. Les réflectances

des matières en suspension ont été mesurées in situ à partir du spectro-radiomètre Spectron SE-590 (figure 6).

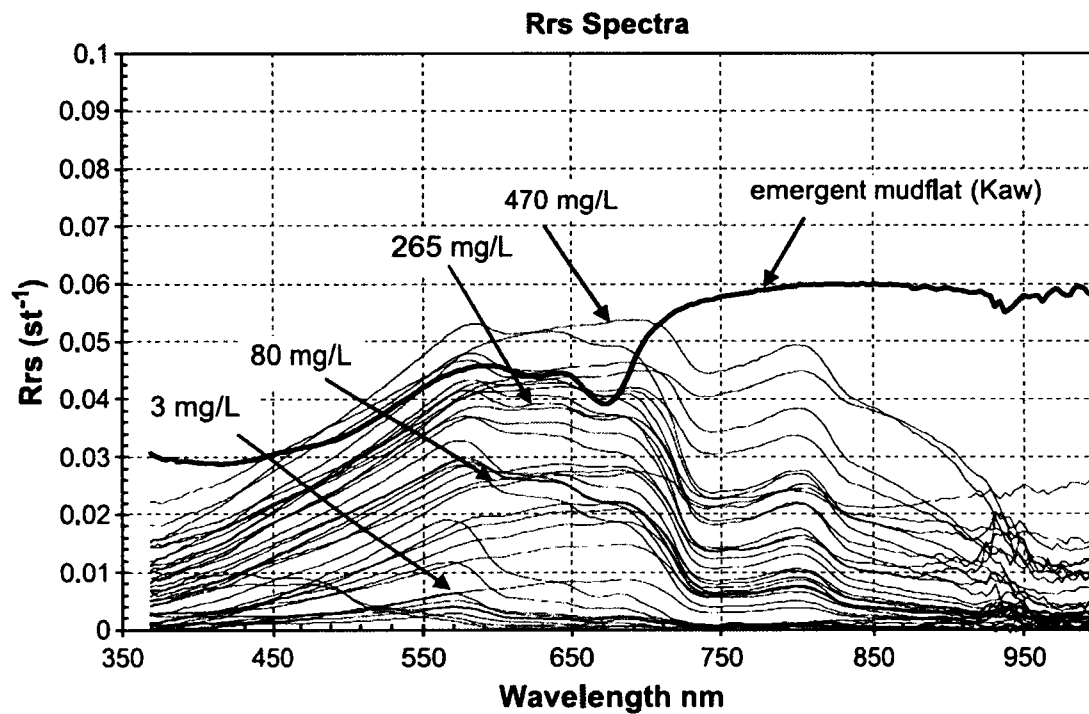


Figure 6 : Réflectances spectrales mesurées des matières en suspension sur la cote guyanaise. On remarque la variation du spectre dans la partie infrarouge du spectre (FROIDEFOND J.M. & al. 2004)

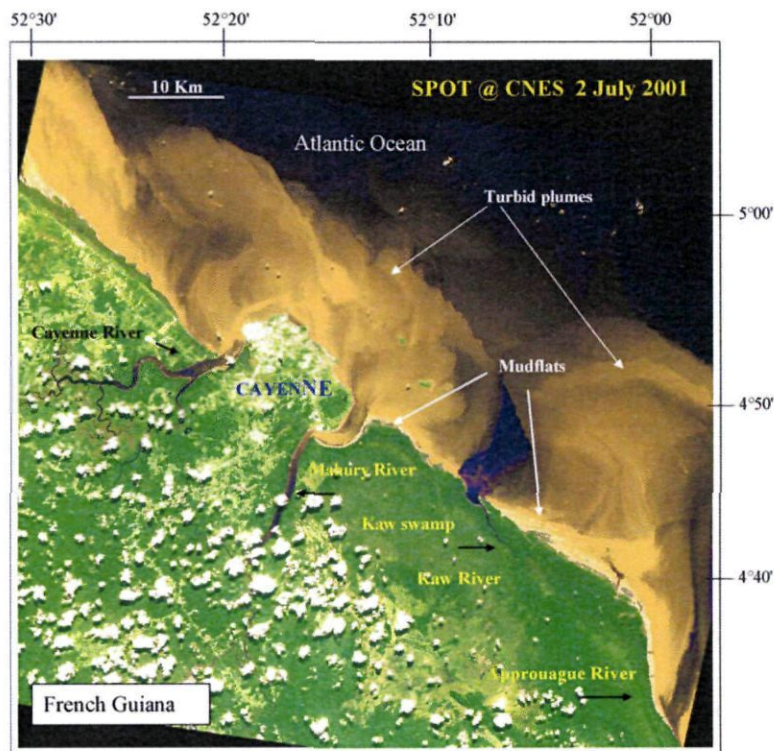


Figure 7 : Panaches turbides de part et d'autre de Cayenne (Image SPOT4, FROIDEFOND J.M. & al. 2004) ,

LEHNER & al. (2004) a étudié la concentration des matières en suspension en mer du Nord (Allemagne) à partir d'image SPOT-HRV. Sept images ont été acquises. La concentration de matières en suspension est déduite de la bande rouge car elle est, pour cet auteur, caractéristique de la chlorophylle et les substances de teintes jaunes sont peu marquées (figure 8). Pour cette étude, les données ont été préalablement corrigées des effets atmosphériques par l'utilisation de la chaîne de traitement ATCOR2². La loi de régression obtenue a ensuite été comparée aux modèles de transport de matières en suspension développé par le Federal Waterways Engineering and Research Institute (Bundesanstalt für Wasserbau, BAW), le Federal Maritime and Hydrographic Agency (Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, BSH) et les GKSS Research Centre (Geesthacht). L'erreur moyenne obtenue est de 40% pour la concentration mesurée à partir des images satellites.

² Les corrections recherchées sont d'éliminer les effets atmosphériques afin d'avoir la réflectivité de la surface, l'émissivité ou la température. Les produits ATCOR permettent d'obtenir ces résultats.

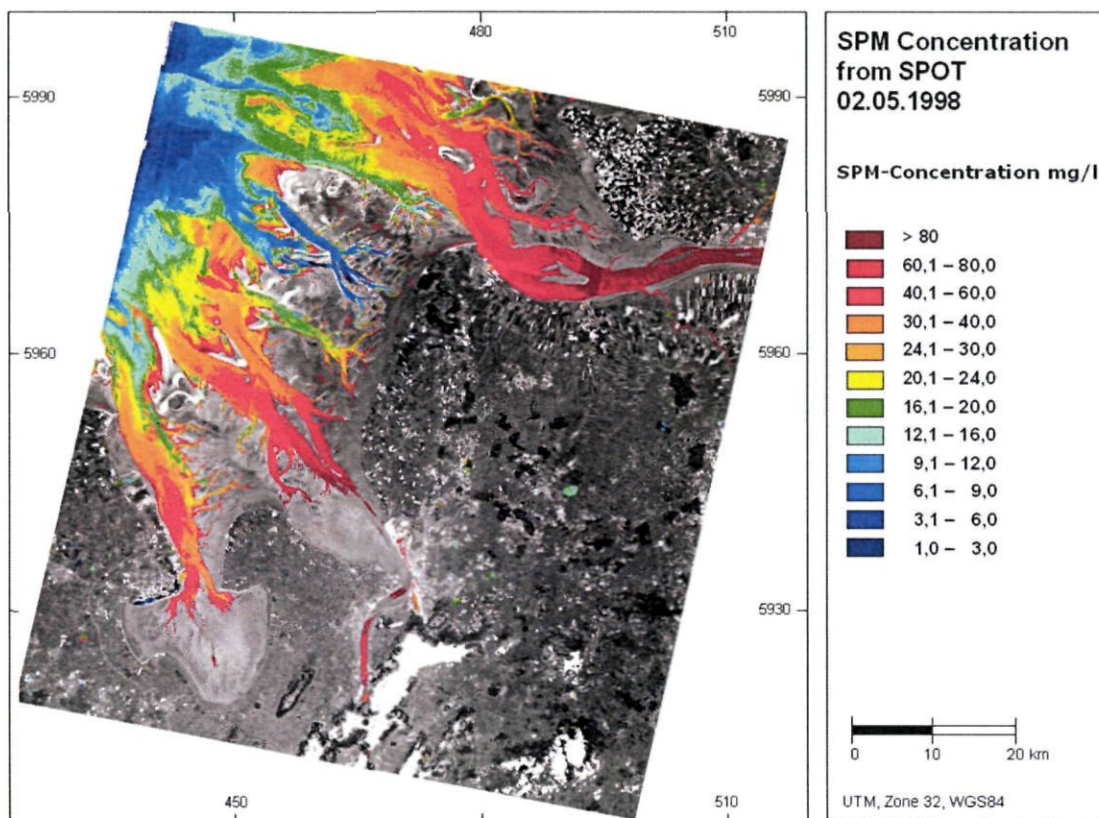


Figure 8 : Image de la concentration de matières en suspension dérivée de l'image SPOT (bande 2) du 2 mai 1998 (LEHNER & al. 2004)

TYLER & al. (2006) a obtenu une carte de concentration de matières en suspension du lac Balaton (Hongrie) par une analyse de régression multivariée entre 4 types d'images Landsat TM et 12 mesures in situ (tableau 1 et figure 9). Cet auteur note que l'influence du vent peut grandement faire varier la précision des mesures, notamment sur des lacs de faible profondeur.

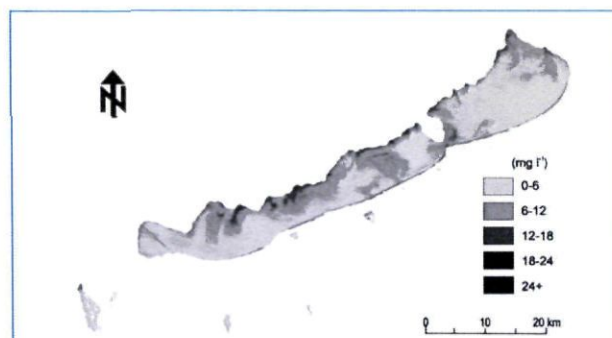


Figure 9 : Image calibrée des sédiments en suspension du lac Balaton et des lacs environnants (TYLER & al. 2006)

USTUN B. (2011) a étudié la qualité des eaux du lac Buyukcekmece, au SW d'Istanbul (Turquie) à partir d'une image Ikonos pour cartographier le taux d'azote et les sédiments en suspension en corrélation avec des mesures de terrain. L'approche a consisté à effectuer de simples analyses de régression pour ces 2 paramètres après correction atmosphérique du signal produit par les 4 bandes spectrales du capteur. Les résultats montrent que des régressions multiples sur l'ensemble des 4 bandes donnent les meilleurs résultats. Cet auteur a également cartographié les taux d'azote des nitrates (voir figure 1).

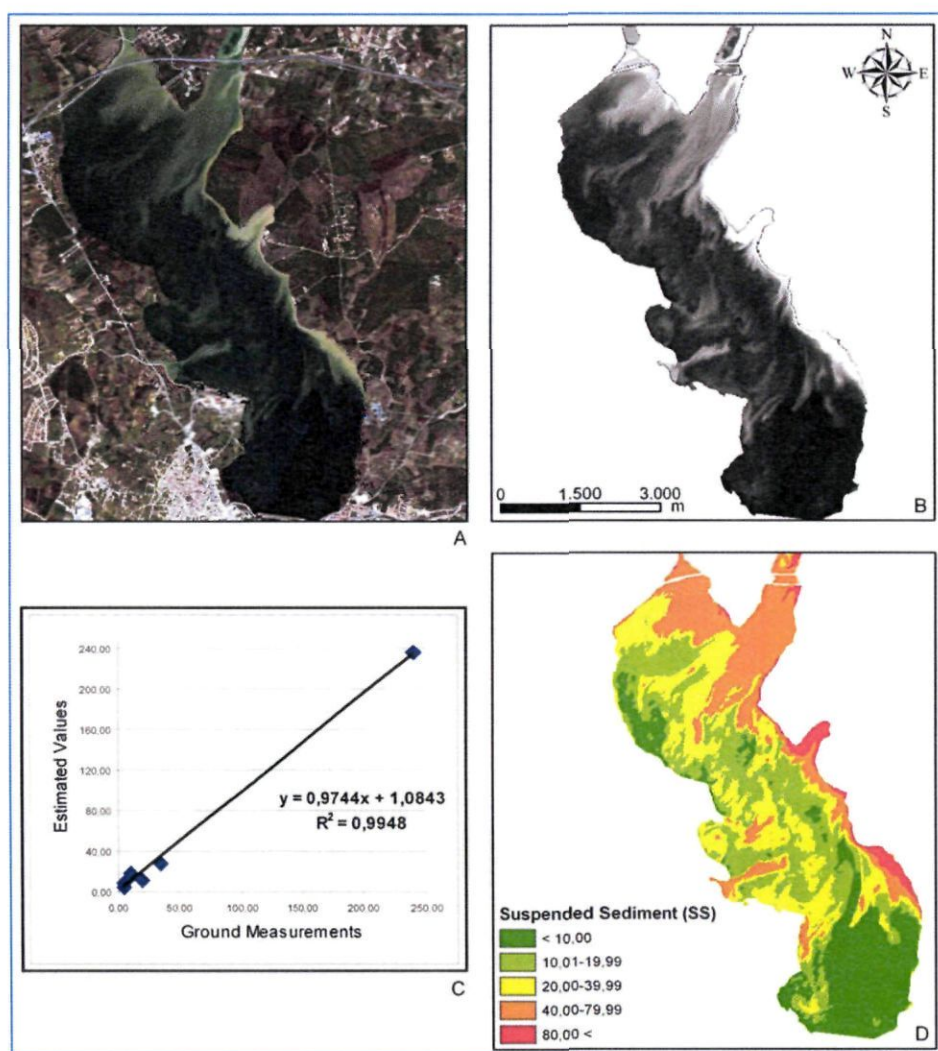


Figure 10 : Détail des régressions multiples pour la cartographie de la concentration en matière en suspension (USTUN B. 2011)

3.2.2. La turbidité

Par définition, la turbidité est une valeur mesurant le degré auquel la lumière voyageant dans une colonne d'eau est dispersée par les particules organiques (algues y compris) et inorganiques en suspension. Plus la charge en éléments en suspension est importante, plus la dispersion augmente.

Généralement la turbidité est mesurée en Nephelometric Turbidity Units (NTU). SHAFIQUE & al. (2004) a relevé quelques valeurs de turbidité dans la littérature.

Designated Use	Acceptable Ranges (NTU)	Reference
Aquatic Life	< 50 (instantaneous) < 25 (10 day average) < 25	Harvey, 1989 Harvey 1989 North Carolina Code, 1991
Recreation	5	AWWA, 1990
Human Consumption	1 to 5 (Up to 5 NTU are acceptable if the water supplier can demonstrate that the level of turbidity does not interfere with disinfection, maintenance of a disinfecting agent or microbiological determination)	North Carolina Code, 1992

Tableau 2 : Valeurs acceptables de turbidité (SHAFIQUE & al.2004)

Le tableau ci-après montre quelques modèles de turbidité trouvés dans la littérature :

Zone d'étude	Capteur	Modèle	R ²	Référence
Green Bay	Landsat TM	$T = 11,59 + 4,75 \ln R$	0,99	LATHROP & LILLESAND (1986)
Lacs du Nebraska	Landsat TM	$T = -24,8 + 10,0 R_a$	0,72	FRASER (1998)
Lacs Frisian	SPOT HRV Landsat TM	$T = 0,7581 e^{61,683 [(R+PIR)/2]}$	0,99	DEKKER & al. (2001)
Estuaire de la Gironde	SPOT HRV	$\frac{PIR}{V} = 0,91 \ln(T) - 0,961$ $\frac{PIR}{R} = 0,19 \ln(T) - 0,4832$	0,93 0,91	DOXARAN & al. (2002)
Rivière Charles	Ikonos	$T = -8,7 + 0,074 R$	0,70	HELLWEGGER & al. (2007)
Estuaire de l'Ems	SPOT HRV	$R = 8,93 [1 - \exp(-0,0214 T)]$	-	LEHNER S. & al. (2004)
Great Miami River (Ohio, USA)	Compact Airborne Spectrometric Imager	$T = 1224,4 R + 3,9561$	0,7917	SHAFIQUE G. & al. (2004)

Corne D'Or (Istanbul)	Ikonos	$T = A_0 + \sum_{i=1}^k A_i$ (IKONOS) Ao et Ai dépend des bandes spectrales d'Ikonos	-	EKERCIN S. (2007)
Estuaire de la Rivière Pearl	EO-1 ALI	$T = -439,52 \text{ Ref}_{570\text{nm}} + 22,913$ $T = -400,33 \text{ Ref}_{525-605\text{nm}} + 23,384$	0,90	CHEN S. & al. (2009)
Lac Buyukcekmece	Ikonos	Régressions multiple sur les 4 bandes	0,99	USTUN B. (2011)
Rivière Gomti	Quickbird	Seuillage R-V / R+V	-	SOMVANSHI S. & al. (2011)

Tableau 3 : Différentes méthodes pour le calcul de la turbidité

T : turbidité,

R : rouge ; V : vert ; B : bleu PIR : Proche infrarouge

Ref : Réflectance

a Modèles additionnels pour les bandes spectrales Vert, R et PIR

Travaillant sur 182 données d'observation sur le Lac Chicot (Arkansas, USA), HARRINGTON & al. (1992) a montré expérimentalement que la turbidité peut être déduite de la concentration en sédiments en suspension (SSC) à partir de la formule suivante :

$$T = 4,18 + 0,913 \text{ SSC avec } R^2 = 0,877$$

HELLWEGGER & al. (2007) a utilisé les données d'Ikonos 2 pour cartographier la turbidité de la rivière Charles (Boston). Un des problèmes rencontré est de ne pouvoir avoir une couverture complète et continue de la surface d'étude compte tenu de la taille du champ d'observation (tableau 3 et figure 11).



Figure 11 : Carte de turbidité de la rivière Charles dans Boston (largeur de l'image 6,7 km)

CHEN & al. (2009) a utilisé les données d'EO-1 ALI sur l'estuaire de la rivière Pearl (Chine) afin de mesurer deux paramètres de la qualité de l'eau en particulier la turbidité. 2 formules ont été établies, l'une avec la bande à 570 nm, l'autre avec la bande à 525-605 nm. Les variabilités spatiales observées ont été identifiées comme étant liées à des matières solides en suspension et des matières organiques durant la saison sèche (tableau 3 et figure 11).



Figure 12 : distribution de la turbidité dans l'estuaire de la rivière Pearl (CHEN & al. 2009)

Cet auteur a également calculé la turbidité en fonction de la concentration en matière en suspension (SSC) dans l'estuaire de la rivière Pearl :

$$T = 0,2831 \text{ SSC} + 4,4892 \text{ avec } R^2 = 0,8602$$

PAVELSKY T.M. & al. (2009) a également calculé la turbidité en fonction du logarithme népérien (ln) de la concentration en matière en suspension (SSC) dans le delta de la rivière Peace-Atabasca (Canada). Sans donner leurs formules, le coefficient de corrélation R^2 est de 0,88 (tableau 3 et figure 12).

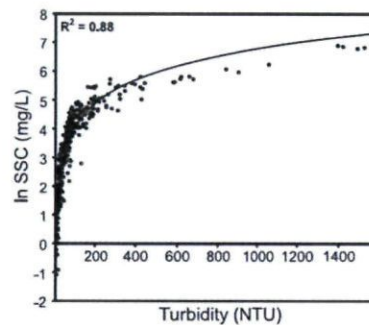


Figure 13: Relation entre le ln de la concentration de sédiments en suspension et la turbidité (PAVELSKY & al. 2009)

HASMADI I.M. & al. (2010) a utilisé les données de SPOT 5 (une date) pour cartographier et mesurer la turbidité en fonction des index définis par le Département de l'Environnement de Malaisie. Les mesures ont été effectuées sur la rivière Klang (Malaisie) à partir de 3 stations permanentes. Les niveaux de concentration ont été quantifiés à partir de la bande proche infrarouge qui montre une relation linéaire par rapport aux mesures in situ. 3 niveaux de valeurs de comptes numériques (DN) ont été définis (figure 13) :

- Valeur haute : entre 65 et 68 DN
- Valeur moyenne : entre 58 et 63 DN
- Valeur basse : entre 51 et 57 DN

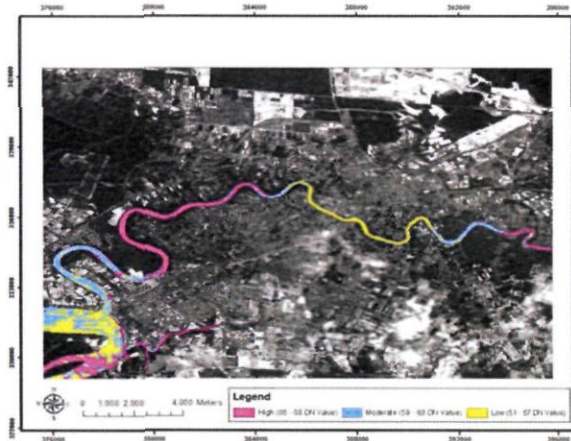


Figure 14 : niveau de turbidité des l'eau de la rivière Klang (HASMADI & al. 2010)

Les variations de turbidité sont dues aux modifications de concentrations en sédiments causées par l'activité humaine et le développement local de cette zone.

SOMVANSHI S. & al. (2011) a réalisé une étude sur la turbidité de la rivière Gomti (affluent du Gange, Inde) directement à partir des données Quickbird de Google Earth. L'algorithme est basé sur le ratio : (rouge – vert) / (rouge + vert) et un seuillage en 3 classes avec un masquage des zones présentant de la végétation aquatique (figure 14).

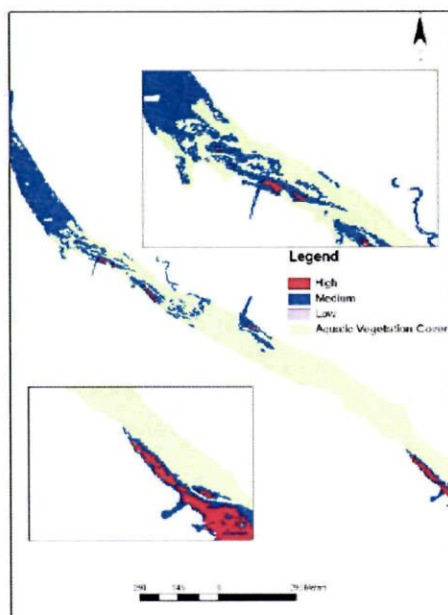


Figure 15 : Carte de la couverture de la turbidité de l'eau (SOMVANSHI S. & al. 2011)

3.2.3. L'opacité

L'opacité de la colonne d'eau est une grandeur qui peut être mesurée par la méthode du disque de Secchi.

Mise au point par l'astrophysicien P.A. SECCHI en 1865, cette technique consiste à mesurer la profondeur d'immersion à partir de laquelle un disque en métal de 20 à 30 cm de diamètre, peint en 4 quadrants noirs et blancs, est vu par une personne placée en surface.

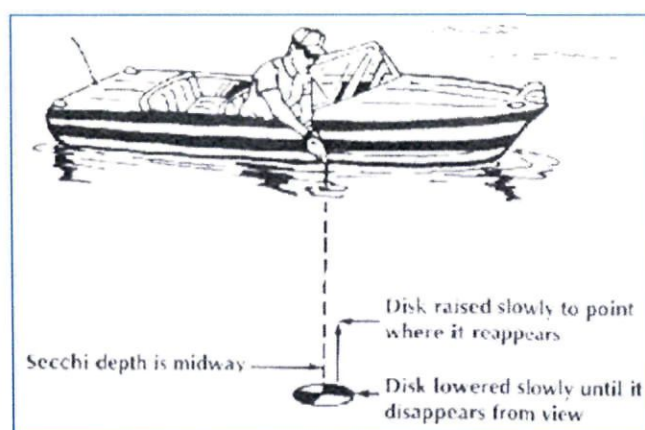


Figure 16 : Technique d'utilisation du disque de Secchi

Il est très facile et rapide de mesurer cette grandeur optique de la qualité de l'eau (généralement appelé SDD) d'autant plus qu'elle est souvent bien

corrélée avec d'autres paramètres comme la concentration en chlorophylle-a et le taux de matières en suspension.

Le tableau ci-après montre quelques modèles de mesure du disque de Secchi trouvés dans la littérature :

Zone d'étude	Capteur	Modèle	R ²	Référence
Corne D'Or (Istanbul)	Ikonos	$SDD = 0,9893 IKONOS_{NIR} + 0,0271$	0,9893	EKERCIN S. (2007)
Lac Eymir (Turquie)	Quickbird	$SDD = 1,378 + 0,043 Bd1 + 0,002 Bd2 + 0,142 Bd3 + 0,256 Bd4$	–	CAMUR M.Z & al. (1997)
Réservoir Tawa (Inde)	IRS-1A	$SDD = 11199,93 - 55,9 Bd3$	–	CHOUBEY V.K. & al. (1998)

Tableau 4: Différentes méthodes pour le calcul de l'opacité de l'eau par la mesure du disque de Secchi

Travaillant sur 199 données in situ et à partir 12 années d'acquisition soit 79 dates d'images Landsat TM sur le Lac Chicot (Arkansas, USA), HARRINGTON & al. (1992) a obtenu la formule suivante entre la SDD (en cm) et la concentration en sédiments en suspension (SSc en mg/l):

$$SDD = 3,978 (SSc)^{-2/3} \text{ avec } R^2 = 0,701$$

PAVELSKY T.M. & al. (2009) calcule également la SDD (cm) à partir du ln SSC (mg/l) avec un coefficient de corrélation R² de 0,79.

3.2.4. Le taux de chlorophylle-a

L'enrichissement en nutriments/l'eutrophisation peuvent donner lieu à une augmentation de la biomasse du phytoplancton, ainsi que de la fréquence et de la durée des efflorescences de phytoplancton et de la production primaire. La chlorophylle-a (Chl-a) permet d'estimer la biomasse du phytoplancton.

La concentration en Chl-a peut être mesurée in situ par des fluoromètres montés à bord de navires ou tractés parallèlement à des échantillonneurs discrets si l'on en dispose.

La concentration en Chl-a par télédétection est essentiellement utilisée pour apprécier le taux d'eutrophisation des lacs ou des retenues de barrage.

Beaucoup d'algorithmes montrent la dépendance du taux de Chl-a avec le rapport des réflectances enregistrées dans les gammes de longueur d'onde bleues et vertes (CANNIZZARO J.P. & al. 2006). La longueur d'onde bleue est généralement localisée à proximité du pic d'absorption du phytoplancton (~440 nm). La verte,

longueur d'onde de référence, est localisée dans la partie du maximum d'absorption du phytoplancton (~550 à 555 nm).

Le tableau ci-après montre quelques modèles de mesure de la concentration Chl-a trouvés dans la littérature :

Zone d'étude	Capteur	Modèle	R ²	Référence
lac Beysehir (Turquie)	ASTER	Chl-a = -1,024 + 0,0086 B1 – 0,013 B2 – 0,096 B3 + 0,367 B4	0,863	EKERCIN S. (2007)
lac Beysehir (Turquie)	ASTER	Chl-a = 0,863(B1+B2+B3+B4) + 0,2126	0,863	NAS B. & al. (2008)

Chl-a : concentration en chlorophylle-a (mgm⁻³)

Tableau 5 : Différentes méthodes pour le calcul de la concentration en chlorophylle-a

TYLER & al. (2006) a calculé des lois de régressions multiples entre la concentration en Chl-a à partir de la concentration en matières en suspension et en fonction de la turbidité sur le lac de faible profondeur Balaton (Hongrie) :

$$\text{Chl-a} = 72,0 - 57,8 \text{ EM}_{\text{ssc}} + 277 \text{ Em}_{\text{chla}} + 56,6 \text{ Em}_{\text{cw}} \quad R^2 = 0,952$$

Avec EM : éléments finis relatifs à la matière en suspension, la Chl-a et à l'eau claire.

CHEN S. & al. (2009) a également effectué ces calculs sur la rivière Pearl (Chine) et obtient les formules suivante en fonction de la concentration en matières en suspension et en fonction de la turbidité :

$$\begin{aligned} \text{Chl-a} &= 1,0256 \text{ SSC} - 5,3876 & R^2 &= 0,7061 \\ \text{Chl-a} &= 2,8668 \text{ T} - 13,151 & R^2 &= 0,7442 \end{aligned}$$

Pour information, HUANG Y & al. (2010) a travaillé avec un radiospectromètre (SVC HR-1024) monté sur un navire à 1 mètre de la surface de l'eau afin de déterminer les meilleures longueurs d'onde pour mesurer le taux de Chl-a au niveau du lac Tangxun (Wuhan, Chine). Le résultat obtenu est optimal pour la longueur d'onde à 446,9 nm (figure 17) :

$$\text{Chl-a} = -0,3301 R'_{446,9} + 0,023 \text{ avec } R^2 = 0,863$$

Ou R' est la première dérivée de la réflectance de la longueur d'onde à 446,9 nm.

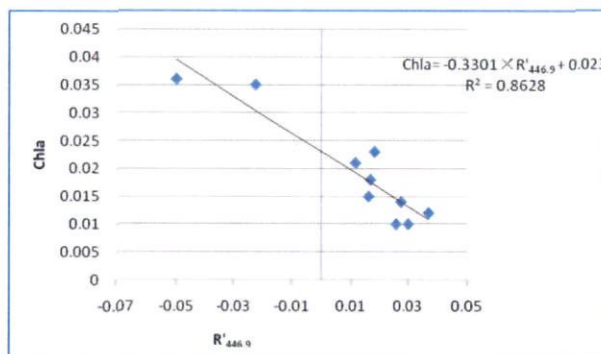


Figure 17 : diagramme de dispersion du taux de chl-a en fonction de la première dérivée de la réflectance à 446,9 nm (HUANG & al. 2010)

3.2.5. La concentration en matières organiques dissoutes

La matière organique dissoute (DOM en anglais) est un composant structurant important des écosystèmes de lac. La matière organique dissoute terrestre importée constitue une source de carbone pour les bactéries hétérotrophes dans les lacs, les rendant de ce fait partiellement indépendants de la production primaire des substrats organiques (KUTSERA T. & al. 2004).

D'un point de vue opérationnel, le terme de DOM suppose le dosage de l'ensemble des constituants de la matière organique, à savoir par ordre d'abondance décroissante C, H, N, O et S (PETITJEAN P. & al. 2005).

Des estimations de la concentration en DOM (CDOM) par CHEN S. & al. (2009) qui a calculé la turbidité en fonction de la concentration en matière organique dissoute :

$$T = 16,518 \text{ ag}_{400} - 2,9965 \text{ avec } R^2 = 0,5979$$

Où ag_{400} représente le coefficient d'absorption de la CDOM à 400 nm.

OYAMA Y. & al. (2009) a calculé la relation entre la concentration en sédiments organiques et la concentration en Chl-a du lac Kasumigaura (Japon). Celle-ci est de la forme :

$$\text{CDOM}_{\text{org}} = 0,12 \text{ Chl-a} + 8,09 \text{ avec } R^2 = 0,70$$

3.3. LE CHOIX DES CAPTEURS

Le choix du capteur embarqué à bord d'un satellite est conduit par :

- La présence d'une ou plusieurs bandes spectrales dans la partie rouge et proche infrarouge du spectre électromagnétique ;
- des paramètres enregistrés permettant de corriger les effets atmosphériques ;
- la résolution spatiale en fonction de la surface des zones à surveiller (rivières, lacs, retenues de barrage...) ;
- la répétitivité d'acquisition des scènes ;
- le coût et la facilité d'acquisition.

De nombreuses équipes depuis les années 70 ont travaillé avec les données des satellites LANDSAT (MSS ou TM), SPOT, TERRA, IKONOS et Quickbird. Quelques équipes ont travaillé avec des satellites plus expérimentaux tels que EO-1 ALI.

Le tableau ci-après rassemble quelques caractéristiques des principaux satellites utilisés dans la littérature.

Satellite	capteurs	Bandes	Longueur d'onde (µm)	Résolution (m)	Scènes (km)	Lancement	Répétitivité (jours)
Landsat 1, 2 et 3	MSS (Multispectral scanner)	1	0,500-0,600	80	185x 185	23/07/1972	18
		2	0,600-0,700	80		22/01/1975	
		3	0,700-0,800	80		03/05/1978	
		4	0,800-1,100	80			
Landsat 4 et 5	TM (Thematic Mapper)	1	0,450-0,520	30	185 x 185	16/07/1982	16
		2	0,520-0,600	30			
		3	0,630-0,690	30			
		4	0,760-0,900	30			
		5	1,550-1,740	30			
		6	10,40-12,50	30			
		7	2,080-2,350	30			
Landsat 7	ETM+ (Enhanced Thematic Mapper Plus)	1	0,450-0,515	30	185 x 185	15/04/1999	16
		2	0,525-0,605	30			
		3	0,630-0,690	30			
		4	0,500-0,750	30			
		5	0,750-0,900	30			
		6	10,00-12,50	60			
		7	1,750-1,550	30			
		pan	0,520-0,900	15			
Terra	ASTER (Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer)	VNIR1	0,520-0,630	15	60 x 60	18/09/1998	16
		VNIR2	0,630-0,690	15			
		VNIR3	0,760-0,860	15			
		VNIR4	0,760-0,860	15			
		SWIR1	1,600-1,700	30			
		SWIR2	2,145-2,185	30			
		SWIR3	2,185-2,225	30			
		SWIR4	2,235-2,285	30			
		SWIR5	2,295-2,365	30			
		SWIR6	2,360-2,430	30			
		TIR1	8,125-8,475	60			
		TIR2	8,475-8,825	60			
		TIR3	8,925-9,275	60			
		TIR4	10,25-10,90	60			
		TIR5	10,95-11,65	60			
ALI	EO-1 (Earth Observing-1)	PAN	0,048-0,690	10	148 x 148	21/11/2000	16
		1	0,433-0,453	30			
		2	0,450-0,515	30			
		3	0,425-0,605	30			
		4	0,633-0,690	30			
		5	0,775-0,805	30			
		6	0,845-0,890	30			
		7	1,200-1,300	30			
		8	1,550-1,750	30			
		9	2,080-2,350	30			
SPOT 1, 2 et 3	HRV (Haute Résolution Visible)	XS1	0,500-0,590	20	60 x 60	22/02/1986	2, 3
		XS2	0,610-0,680	20		22/01/1990	
		XS3	0,790-0,890	20		26/09/1993	
		PAN	0,510-0,730	10			

SPOT4	HRV (Haute Résolution Visible)	XS1	0,500-0,590	20	60 x 60	23/03/1998	2, 3
		XS2	0,610-0,680	10			
		XS3	0,790-0,890	20			
		XS4	1,500-1,750	20			
		PAN	0,510-0,730	10			
SPOT 5	HRG (Haute Résolution Géométrique)	XS1	0,500-0,590	10	60 x 60	03/05/2002	2, 3
		XS2	0,610-0,680	10			
		XS3	0,790-0,890	10			
		XS4	1,500-1,750	10			
		PAN	0,480-0,710	2,5			
Ikonos 2		1	0,450-0,520	4	11 x 11	24/09/1999	3-5
		2	0,510-0,600	4			
		3	0,630-0,700	4			
		4	0,760-0,850	4			
		PAN	0,450-0,900	0,8			
Quickbird	Ball	1	0,450-0,520	2,44	16,5 x 16,5	18/10/2001	2
		2	0,520-0,600	2,44			
		3	0,630-0,690	2,44			
		4	0,760-0,900	2,44			
		PAN	0,450-0,900	0,61			
GeoEye 1		PAN	0,450-0,800	0,41	15,2 x 15,2	06/09/2008	2
		1	0,450-0,510	1,65			
		2	0,510-0,580	1,65			
		3	0,655-0,690	1,65			
		4	0,780-0,920	1,65			

Tableau 6: caractéristiques des capteurs les plus utilisées pour estimer la qualité de l'eau.

4. Conclusions et recommandations

L'estimation des paramètres de la qualité de l'eau par télédétection est pratiquée depuis les années 70. De très nombreuses équipes à travers le monde ont essayé de modéliser par des approches empiriques les grandeurs directement mesurées in situ.

Cependant, chaque équipe a défini ses propres équations sous forme de lois de régression plus ou moins complexes en fonction :

- des caractéristiques des capteurs spatiaux utilisés (résolution spectrale, résolution spatiale, répétitivité) et leurs mises à disposition ;
- de la façon dont les paramètres sont mesurés in situ.

4.1. CARACTERISTIQUES DES CAPTEURS SPATIAUX.

Résolution spectrale : Les capteurs spatiaux doivent enregistrer la luminance réfléchiée par la surface d'eau dans les gammes de longueurs d'ondes correspondant au vert (entre 0,52 et 0,57 μm), au rouge (entre 0,63 et 0,78 μm) et au proche infrarouge (entre 0,78 et 1,4 μm). C'est en effet dans ces 3 gammes de longueur

d'onde que les différenciations sont les plus marquées permettant les meilleures quantifications des paramètres de la qualité de l'eau.

Calibration radiométrique : la calibration radiométrique est indispensable pour l'accès à des propriétés quantifiées des surfaces, la comparaison des résultats d'un traitement avec les données mesurées sur le terrain et les comparaisons multidates. Les détecteurs des capteurs spatiaux mesurent l'énergie lumineuse (ou luminance) réfléchi à la fois par la surface terrestre et l'atmosphère. Il est donc important de calibrer ce signal, c'est-à-dire de passer d'une valeur de luminance à une valeur de réflectance qui tient compte des effets atmosphériques, de l'incidence et de l'inclinaison solaire. Il est donc indispensable que le fournisseur d'images spatiales puisse fournir ces données (c'est notamment le cas pour SPOT).

La résolution spatiale doit être en adéquation avec les masses d'eaux à mesurer. Dans le cas des rivières guyanaises, cette résolution doit être la meilleure possible (c'est-à-dire inférieure ou égale à 20 m) compte tenu du fait que la largeur moyenne des rivières à étudier est estimée en moyenne aux alentours d'une centaine de mètres. En bibliographie les faibles résolutions (Landsat TM ou MSS), sont consacrées aux grandes surfaces (lacs, estuaires, littoral) alors que les fortes résolutions (GeoEyes-1, Quickbird et Ikonos2 dans un premier temps, puis SPOT ou Terra ASTER) sont utilisées pour les réservoirs et les rivières.

La taille des scènes doit être la plus grande possible afin d'avoir un instantané mesurable sur la plus grande partie des rivières à étudier. Compte tenu de la longueur des rivières de Guyane à surveiller, Les scènes d'étendue trop faible (inférieure à 20 x 20 km) vont certainement poser des problèmes d'acquisition. Les tailles de scène comme celles de SPOT ou Terra ASTER semblent plus adaptées.

Cours d'eau	Longueur (km)
Maroni	520
Oyapock	370
Mana	430
Approuague	270
Sinnamary	262
Mahury	160

Cours d'eau	Longueur (km)
Iracoubo	140
Kourou	112

Tableau 7 : Longueurs des cours de quelques rivières de Guyane

La répétitivité de passage au-dessus du même territoire doit être la plus importante possible compte tenu du climat équatorial humide guyanais générant une couverture nuageuse quasi-permanente. Cette répétitivité permet d'augmenter le nombre possible d'images satellite à traiter dans un court laps de temps. Les satellites qui permettent le dépointage de leur outils d'enregistrement et qui ont donc des répétitivités de passage au-dessus du même point très faible (de l'ordre de quelques jours) seront donc à privilégier (c'est le cas de SPOT en particulier).

Sélection des images : Il faut également pouvoir sélectionner les images satellites sous forme de quick look³ auprès du distributeur afin de les choisir de façon optimale, c'est-à-dire dénuées de nuages sur les zones de suivi de la qualité des eaux. Il est à noter qu'aujourd'hui la plupart des distributeurs d'images satellites ont développé des sites internet permettant de visualiser directement sur écran ces Quick Look.

Opérationnalité du satellite : Il faut que le satellite soit encore opérationnel et suivi afin d'avoir des images correspondant le plus possibles aux dates choisies du suivi de la qualité des eaux. Cette contrainte exclut les images :

- des satellites expérimentaux (ALI) ;
- des satellites qui ne sont plus opérationnels (SPOT de 1 à 4) ;
- dégradées par des défauts des outils d'enregistrement. C'est le cas, par exemple, des images du capteur ETM+ de Landsat 7 qui, depuis le 31 mai 2003, connaît un défaut irrémédiable sur l'enregistreur du correcteur de lignes.

4.2. MESURES IN SITU DES PARAMETRES POUR LE CALAGE

Les paramètres mesurés in situ doivent servir à caler les modèles empiriques qui seront mis au point.

Cependant, plusieurs aspects sont à prendre en compte comme :

- la représentativité de l'échantillonnage ;
- les méthodes de prise de mesure ;
- la synchronisation mesures de terrain / mesures satellites.

³ Les Quick Look sont des images sous-échantillonnées obtenues en sélectionnant un pixel dans une matrice de $n \times n$ pixels.

Nombre d'échantillons de mesure de paramètres : Plus l'échantillon de points de mesures sera important, plus l'analyse sera précise et les modèles empiriques qui en découlent, seront fiables. Ce qui paraît logique. Mais la proportionnalité n'est pas vraie. L'analyse ne sera pas 2 fois plus précise, si l'échantillon est 2 fois plus important. La détermination de la taille de l'échantillon est donc une étape importante avant d'aller sur le terrain, qui est l'occasion d'arrêter la précision de l'analyse (souvent en fonction du budget alloué...).

Méthode de mesure : Les procédures d'obtention des valeurs relatives à tel ou tel paramètre responsable de la qualité de l'eau doivent être rigoureuses et suivies à la lettre afin d'être le plus standard possible. Si ce n'est déjà le cas, il serait souhaitable qu'elles soient rédigées.

Synchronisation : Les mesures doivent être faites de façon la plus synchrone possible avec la prise d'images du satellite. Cela nécessite de connaître les prévisions météorologiques afin que les conditions de nébulosité (nuages, brumes) soient les plus faibles possibles. Ce point reste très délicat compte tenu du climat équatorial humide de la Guyane.

5. Bibliographie

BABAN S.M.J. (1997) - Environmental monitoring of estuaries; estimating and mapping various environmental indicators in Breydon Water Estuary, U. K., using Landsat TM imagery. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol.44, pp.589–598.

CAMUR M.Z., YAZICIGIL H. & ALTÖNBİLEK D. (1997) - Hydrogeochemical Modeling of Waters in Mogan and Eymir Lakes Special Environmental. *Water Environment Research*, Vol.69(6), pp.1144-1153.

CANNIZZARO J.P. & CARDER K.L. (2006) - Estimating chlorophyll a concentrations from remote-sensing reflectance in optically shallow waters. *Remote Sensing of Environment* Vol.101, pp.13 – 24

CHEN S., FANG L., ZHANG L. & HUANG W. (2009) – Remote sensing of turbidity in seawater intrusion reaches of Pearl River Estuary – A case study in Modaomen water way, China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol.82, pp.119-127

CHOUBEY VK. (1998) - Laboratory experiment, field and remotely sensed data analysis for the assessment of suspended soils concentration and Secchi depth of the reservoir surface water, *International Journal of Remote Sensing*, Vol.19(17), pp. 3349-3360

DEKKER A.G., VOS R.J. & PETERS S.W.M. (2001) - Comparison of remote sensing data, model results and in situ data for total suspended matter TSM/in the southern Frisian lakes. *The Science of the Total Environment* Vol.268, pp.197-214

DOXARAN D., FROIDEFOND JM, LAVENDER S., CASTAING P. (2002) - Spectral signature of highly turbid waters Application with SPOT data to quantify suspended particulate matter concentrations. *Remote Sensing of Environment* Vol.81, pp.149-161

DOXARAN D., LAVENDER S.J. & FROIDEFOND JM (2004) - Mapping Tidal and Seasonal Movements of the Maximum Turbidity Zone in Estuarine Waters from Remotely Sensed (SPOT, LANDSAT) Data. A Semi-empirical Approach. *EARSeL eProceedings* Vol.3, pp.54-68

EKERCIN S. (2007) – Water Quality Retrievals from High Resolution Ikonos Multispectral Imagery: A Case Study in Istanbul, Turkey. *Water Air Soil Pollut*, Vol. 183, pp. 239-251

FRASER R.N. (1998) - Multispectral remote sensing of turbidity among Nebraska Sand Hill lakes. *International Journal of Remote Sensing*, Vol.23, pp.15–35.

FORGET P. & OUIILLON S. (1998) - Surface suspended matter off the Rhone river mouth from visible satellite imagery. *Oceanologica Acta* Vol. 21, n° 6, pp.739-749

FROIDEFOND J.M., LAHET F., HU C., DOXARAN D., GUIRAL D., Prost M.T. & TERNON J.-F. (2004) - Mudflats and mud suspension observed from satellite data in French Guiana. *Marine Geology*, Vol. 208, pp.53–168

HARMA P., VEPSALAINEN J., HANNONEN T., PYHALAHTI T., KAMARI J., KALLIO K., ELOHEIMO K. & KOPONEN S. (2001) - Detection of water quality using Simulated satellite data and semi-empirical algorithms in Finland, *The Science of the Total Environment*, Vol.268(1-3), pp.107-121.

HARRINGTON J.A., SCHIEBE F.R. (1992) - Remote Sensing of Lake Chicot, Arkansas: Monitoring Suspended Sediments, Turbidity, and Secchi Depth with Landsat MSS Data, *Remote Sensing of Environment*. Vol. 39, pp. 15-27

HASMADI I.M. & NORSALIZA U. (2010) – Analysis of SPOT-5 Data for Mapping Turbidity Level Of River Klang Pensinsular Malaysia, *Applied Remote sensing Journal*, Vol.1 N°2, pp.14-18

HELLWEGER F.L., SCHLOSSER P., LALL U. & WEISSEL J. K. (2004) - Use of satellite imagery for water quality studies in New York Harbor. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol.61, pp.437–448.

HELLWEGER F.L, MILLER W. & OSHODI K.S. (2007) – Mapping Turbidity in Charles Rivers, Boston Using a High-resolution Satellite, *Environ Monit Assess*, Vol.132, pp.311-320

HUANG Y., JIANG D., ZHUANG D. & FU J. (2010) - Evaluation of Hyperspectral Indices for Chlorophyll-a Concentration Estimation in Tangxun Lake (Wuhan, China). *International Journal of Environmental Research and Public Health* Vol. 7, pp. 2437-2451.

KHORRAM S. & CHESHIRE H.M. (1985) - Remote sensing of water quality in the Neuse River Estuary, North Carolina. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol.51, pp.329–341.

KUTSERA T., PIERSONA D.C., KALLIOB K.Y, REINARTA A. & SOBEKA S. (2004) - Mapping lake CDOM by satellite remote sensing. *Remote Sensing of Environment* Vol.94, pp.535–540

LATHROP R.G.Jr. & LILLESAND T.M. (1986) - Use of Thematic Mapper data to assess water quality in Green Bay and central Lake Michigan. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol.52, pp.671-680.

LEHNER S., ANDERS I. & GAYER G. (2004) – High resolution maps of suspended particulate matter concentration in the German Bight. *EARSel EProceeding* 3, 1/2004, pp.118-126

LILLESAND T.M., JOHNSON W.L., DEUELL R.L., LINDSTROM O.M. & MEISNER D.E. (1983) - Use of Landsat data to predict the trophic state of Minnesota lakes. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol.49, pp. 219–229.

MOBLEY C.D. (1999) - Estimation of the remote-sensing reflectance from above-surface measurements. *Applied Optics*, Vol. 38, pp. 7442-7445

NAS B., KARABORK H, EKERCIN S. & BERKTAY A. (2008) – Assessing Water Quality in the Beysehir Lake (Turkey) by the Application of GIS, Geostatistics and Remote Sensing, Proceeding of Taal 2007, the 12th World Lake Conference, pp.639-646.

OYAMA Y., MATSUSHITA B., FUKUSHIMA T., MATSUSGHIGE K. & IMAI A. (2009) – Application of spectral decomposition algorithm for mapping water quality in turbid lake (Lake Kasumigaura, Japan) from Landsat TM data. *ISPRS Journal of photogrammetry and Remote Sensing*, Vol.64, pp.73-85

PAVELSKY T.M. & Laurence C. SMITH L.C. (2009) - Remote sensing of suspended sediment concentration, flow velocity, and lake recharge in the Peace-Athabasca Delta, Canada. *WATER RESOURCES RESEARCH*, VOL. 45, 16 p

PETITJEAN P. HENIN O. & GRUAU G (2005) - DOSAGE DU CARBONE ORGANIQUE DISSOUS DANS LES EAUX DOUCES NATURELLES : Intérêt, Principe, Mise en Œuvre et Précautions Opératoires. *Géosciences – Rennes UMR-CNRS 6118*, 48 p.

RICHIE J.C., ZIMBA P.V., EVERITT J.H. (2003) – Remote Sensing Techniques to Assess Water Quality, *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, Vol. 69, June 2003, pp. 695-704

RITCHIE J.C., SCHIEBE F.R., MCHENRY J.R. (1976) - Remote sensing of suspended sediment in surface water, *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, Vol. 42, pp. 1539–1545.

SHAFIQUE G., AUTREY B.C., FULK F. & CORMIER S.M. (2004) - The Selection of Narrow Wavebands for Optimizing Water Quality Monitoring on the Great Miami River, Ohio using Hyperspectral Remote Sensor Data. *Reprint of J. of Spatial Hydrology*. 21p.

SOMVANSHI S., KUNWAR P., SINGH N.B. & Kachhwaha T.S (2011) - Water Turbidity Assessment in Part of Gomti River Using High Resolution Google Earth's Quickbird satellite data. *Geospatial World Forum*, 18-21 January 2011, Hyderabad, India, Ref. No PN-60.

TYLER A.N., SVAB E., PRESTON T., PRESING M. & KOVAC W.A. (2006) – Remote sensing of shallow lakes: A mixture modeling approach to quantifying phytoplankton in water characterized by high-suspended sediment. *International Journal of Remote Sensing*, Vol.27, pp.1521-1537.

USTUN B. (2011) - Mapping Water Quality by Using Satellite Imagery. FIG Working Week 2011 Bridging the Gap between Cultures Marrakech, Morocco, 18-22 May 2011, 13p.

YANG M.D, SYKES R.M. & MERRY C.J (2000) - Estimation of algal biological parameters using water quality modeling and SPOT satellite data. *Ecological Modelling*, Vol.125, pp.1-13

YUZUGULLU O., AKSOY A (2011) – Determination of Secchi Disc depths in Lake Eymir using remote sensed data, 2nd International Geography Symposium GEOMED 2010, Procedia Social and Behavioral Science, Vol. 19, pp.586-592



Géosciences pour une Terre durable

brgm

Centre scientifique et technique
3, avenue Claude-Guillemin
BP 36009
45060 – Orléans Cedex 2 – France
Tél. : 02 38 64 34 34

Service géologique régional Guyanne
Domaine de Suzini
Route de Montabo, B.P. 552
97333 CAYENNE CEDEX 2
Tél. : 05 94 30 06 24