

Développement d'une méthodologie
d'évaluation de la dispersion des
rejets des eaux usées dans le
fleuve Saint-Laurent par télédétection
TOME 1 METHODOLOGIE



103601 (BIB H2)

Le Groupe
S.M.

Aménatech inc.

Une division du Groupe S.M. inc.

345, boul. Industriel, Sherbrooke (Québec) J1L 1X8
(819) 566-8855 - Télécopieur: (819) 566-0224

2111, boul. Fernand-Lafontaine, Longueuil (Québec) J4G 9Z7
(514) 651-0981 - Télécopieur: 05-268796 - Télécopieur: (514) 651-9542

TD
427
.H3
D484
1990
t.1

**Développement d'une méthodologie
d'évaluation de la dispersion des rejets
des eaux usées dans le fleuve
Saint-Laurent par télédétection**

Pour le compte de
ENVIRONNEMENT CANADA

Tome 1 Méthodologie

Clément Dubé, M.Sc.
Spécialiste en télédétection

Carmen Pelletier, M.Env.
Chef de service Environnement

Avril 1990

Environnement Canada / Environment Canada
Bibliothèque Montréal Library
105, rue McGill
Montréal (Québec) H2Y 2E7
Tél. / Tel. (514) 283-9503

Sommaire

Cette étude a pour but de développer et d'évaluer une méthode d'évaluation de la dispersion de polluants dans l'eau en vue d'établir une nouvelle méthode pour le suivi environnemental dans le fleuve Saint-Laurent.

En premier lieu, une revue des données de télédétection appliquées à la qualité de l'eau a été réalisée.

Dans un second temps, deux secteurs du fleuve soit *CUM-Varenes* et *Sorel* ont fait respectivement l'objet de deux (2) missions d'échantillonnage d'eau simultanément à la prise d'images satellitaires *LANDSAT TM* et aéroportées *MEIS-II*. De plus, une image du satellite *SPOT* a été acquise.

Une approche de modélisation, suivant une optimisation mathématique à étapes multiples a été appliquée en utilisant comme références quatorze (14) paramètres de qualité de l'eau mesurés dans chacun des 10 échantillons d'eau provenant respectivement des deux (2) secteurs à l'étude.

Plusieurs corrélations ont pu être établies entre les données *in situ* et les images

En raison d'une résolution spatiale accrue (1,75 mètre) et d'une résolution spectrale plus spécifique au domaine de l'eau (8 bandes spectrales), les données aéroportées ont produit des modèles des paramètres physico-chimiques de qualité de l'eau supérieurs à ceux issus des données satellitaires. Avec ces deux ensembles de données de télédétection, dans les deux secteurs, la majorité des paramètres physico-chimiques ont été bien modélisés. Ces résultats font ressortir la sensibilité spectrale des capteurs utilisés par rapport aux changements des propriétés optiques de l'eau causés par les substances polluantes rejetées dans le milieu aquatique, et également pour identifier les panaches de diffusion et les zones d'influences souvent associés.



En somme, les méthodes de télédétection, particulièrement les données aéroportées et de modélisation sont prometteuses pour le suivi environnemental.

Afin d'être en mesure de développer des modèles généralisés, une étude plus poussée devrait être menée en suivant les recommandations émises à la suite de cette première expérience.



Table des matières

	Pages
1.0 INTRODUCTION.....	1
2.0 LES DONNÉES DE TÉLÉDÉTECTION APPLIQUÉE À LA QUALITÉ DE L'EAU	5
2.1 Instruments / techniques	5
2.1.1 Les instruments de surveillance passifs.....	6
2.1.1.1 La photographie aérienne.....	8
2.1.1.2 Les radiomètres multispectraux (MSS).....	10
2.1.1.3 Les spectromètres imageurs.....	16
2.1.2 Les instruments de surveillance actifs.....	18
2.1.2.1 Le radar.....	18
2.1.2.2 Le Lidar	19
2.2 La résolution et les plates-formes.....	19
2.3 Les paramètres de la qualité de l'eau mesurables par la télédétection.....	20
2.3.1 Paramètres liés à la biologie.....	24
2.3.1.1 Suivi des macrophytes	24
2.3.1.2 La distribution des algues (chlorophylle a)	27
2.3.1.3 Les espèces d'algues.....	31
2.3.2 Les paramètres liés à la chimie et à qualité de l'eau	32
2.3.2.1 La turbidité.....	32
2.3.2.2 Les solides en suspension.....	33
2.3.2.4 L'état trophique ou niveau d'eutrophisation.....	37
2.3.2.5 Oxygène dissous.....	38
2.3.2.6 Le pH.....	38
2.3.3 Les mesures physiques.....	38
3.0 MÉTHODOLOGIE.....	39
3.1 Etapes préparatoires / planification	39
3.1.2 Sélection des secteurs d'étude et documentation	40
3.1.2.1 Choix de secteurs représentatifs.....	40
3.1.2.2 Documentation des secteurs d'étude.....	43
3.1.3 Sélection des sites d'échantillonnage	50
3.1.3.1 Critères de sélection.....	53
3.1.3.2 Positionnement des sites	55
3.1.4 Sélection des paramètres de la qualité de l'eau.....	63
3.1.4.1 Solides en suspension.....	64
3.1.4.2 Turbidité	67



3.1.4.3	Transparence / profondeur du disque de Secchi.....	68
3.1.4.4	Chlorophylle a	68
3.1.4.5	Phéophytin.....	69
3.1.4.6	Carbone organique.....	69
3.1.4.7	DBO5	70
3.1.4.8	Phosphore total	70
3.1.4.9	Nitrates et nitrites	71
3.1.4.10	Fer	71
3.1.4.11	pH	71
3.1.4.12	Conductivité	72
3.1.4.13	Huiles et graisses.....	72
3.1.4.14	Température de l'eau	73
3.1.5	Sélection des capteurs et autres produits de télédétection.....	73
3.1.5.1	Photographie aérienne.....	73
3.1.5.2	Capteurs d'acquisition de données numériques	74
3.1.6	Sélection de la période d'acquisition des données.....	78
3.1.7	Préparation de la campagne de terrain	80
3.2	Acquisition des données.....	87
3.2.1	Campagne de terrain	87
3.2.2	Données de télédétection.....	88
3.2.2.1	Photographie aérienne.....	89
3.2.2.2	Données numériques.....	89
3.3	Analyse des données in situ.....	103
3.3.1	Techniques d'analyse de laboratoire	104
3.3.2	Traitement statistique des paramètres de qualité de l'eau.....	106
3.3.2.1	coefficient de corrélation	107
3.3.2.2	la régression linéaire.....	109
3.4	Traitement des données de télédétection.....	110
3.4.1	Photo-interprétation.....	110
3.4.1.1	Photographies aériennes noir et blanc.....	111
3.4.1.2	Photographies aérienne infrarouge fausse couleur.....	111
3.4.2	Traitement numérique des images.....	112
3.4.2.1	Pré-traitement.....	114
3.4.2.2	Analyse visuelle des images.....	132
3.4.2.3	Manipulation des bandes spectrales.....	133
3.4.3	Développement de modèles	136
3.4.3.1	coefficient de corrélation	139
3.4.3.2	étude graphique des relations [paramètres - images]	140
3.4.3.3	modélisation / ajustement de courbe.....	140
3.4.3.4	évaluation de la précision des modèles.....	144
3.5	Analyse et interprétation des résultats.....	145
4.0	RÉSULTATS: ANALYSE ET INTERPRÉTATION.....	146
4.1	Traitement statistique des paramètres de qualité de l'eau.....	146
4.1.1	Secteur CUM-Varennes.....	147
4.1.1.2	le 8 septembre 1988	147



	4.1.1.2	le 16 septembre 1988.....	152
	4.1.1.3	comparaison entre les deux (2) campagnes d'échantillonnage.....	156
4.1.2		Secteur de Sorel.....	158
	4.1.2.1	le 8 septembre 1988	158
	4.1.2.2	le 16 septembre 1988.....	161
	4.1.2.3	comparaison entre les deux campagnes d'échantillonnage.....	165
4.2		Traitement des données de télédétection.....	167
	4.2.1	Photo-interprétation.....	168
	4.2.2	Traitement numérique des images de télédétection.....	168
		4.2.2.1 Pré-traitement.....	168
		4.2.2.2 Analyse visuelle des images.....	183
		4.2.2.3 Manipulation des bandes spectrales.....	188
	4.2.3	Développement de modèles	190
		4.2.3.1 coefficient de corrélation.....	194
		4.2.3.2 étude graphiques des relations [in situ / télédétection]	207
		4.2.3.3 modélisation / ajustement de courbe.....	209
	4.2.4	Evaluation de la précision des modèles	221
		4.2.4.1 Evaluation qualitative des modèles.....	221
		4.2.4.2 Evaluation quantitative selon les mesures de précision.....	222
	4.2.5	Interprétation des résultats.....	232
		4.2.5.1 pH.....	233
		4.2.5.2 conductivité	235
		4.2.5.3 les solides en suspension.....	236
		4.2.5.4 la turbidité.....	237
		4.2.5.5 le carbone organique total	239
		4.2.5.6 les nitrates et les nitrites.....	240
		4.2.5.7 le phosphore total	240
		4.2.5.8 le fer.....	242
		4.2.5.9 la transparence.....	243
		4.2.5.10 la chlorophylle a.....	243
		4.2.5.11 le phéophytin.....	244
	4.2.6	Création de cartes.....	245
5.0		DISCUSSION	247
5.1		Grandes lignes des résultats obtenus.....	247
5.2		Problèmes rencontrés.....	252
6.0		RECOMMANDATIONS	258
7.0		CONCLUSION.....	260
8.0		RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	265



Liste des tableaux

	Pages
TABLEAU 2.1 CARACTÉRISTIQUES DES CAPTEURS SATELLITAIRES LANDSAT TM, SPOT (HRV) ET CZCS.....	11
TABLEAU 2.2 CARACTÉRISTIQUES DES RADIOMÈTRES À BALAYAGE AÉROPORTÉS DAEDALUS (DS 1260) ET <i>MEIS-II</i>	15
TABLEAU 2.3 CARACTÉRISTIQUES DES CAPTEURS AÉROPORTÉS CASI ET FLI	17
TABLEAU 2.4 SOMMAIRE DES PRINCIPAUX PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU ET DES INSTRUMENTS D'ACQUISITION DE DONNÉES DE TÉLÉDÉTECTION	22
TABLEAU 3.1 COEFFICIENTS DE CORRÉLATION POUR LES ANALYSES DE RÉGRESSION LINÉAIRE EN FONCTION DE L'ANGLE SOLAIRE AVEC DES DONNÉES <i>LANDSAT MSS</i>	81
TABLEAU 3.2 SOMMAIRE DES CONDITIONS MÉTÉOROLOGIQUES LORS DES DEUX JOURNÉES D'ACQUISITION	81
TALBEAU 3.3 SOMMAIRE DES DONNÉES RELATIVES À L'ACQUISITION DES DONNÉES SATELLITAIRES (<i>LANDSAT TM</i> ET <i>SPOT</i>) POUR LES SECTEURS <i>CUM-VARENNES</i> ET DE <i>SOREL</i>	92
TABLEAU 3.4 SYNTHÈSE DES PARAMÈTRES RELATIFS AUX SURVOLS AÉROPORTÉS RETENUS, SECTEUR <i>CUM-VARENNES</i> , LE 8 SEPTEMBRE 1988.....	93
TABLEAU 3.5 SYNTHÈSE DES PARAMÈTRES RELATIFS AUX SURVOLS AÉROPORTÉS RETENUS, SECTEUR <i>SOREL</i> , LE 8 SEPTEMBRE 1988.....	94
TABLEAU 3.6 COMPARAISON DE L'HEURE D'ACQUISITION DES DONNÉES AÉROPORTÉES ET DE L'HEURE D'ÉCHANTILLONNAGE À CHAQUE SITE (STATION) AU SECTEUR <i>CUM-VARENNES</i> , LE 8 SEPTEMBRE 1988	98
TABLEAU 3.7 COMPARAISON DE L'HEURE D'ACQUISITION DES DONNÉES AÉROPORTÉES ET DE L'HEURE	



	D'ÉCHANTILLONNAGE À CHAQUE SITE (STATION), SECTEUR SOREL, LE 8 SEPTEMBRE 1988.....	99
TABLEAU 3.8	COMPARAISON DE L'HEURE D'ACQUISITION DES DONNÉES SATELLITAIRES ET DE L'HEURE D'ÉCHANTILLONNAGE À CHAQUE SITE (STATION) AU SECTEUR <i>CUM</i> -VARENNES, LE 16 SEPTEMBRE 1988.....	100
TABLEAU 3.9	COMPARAISON DE L'HEURE D'ACQUISITION DES DONNÉES SATELLITAIRES ET DE L'HEURE D'ÉCHANTILLONNAGE À CHAQUE SITE (STATION) AU SECTEUR DE SOREL, LE 16 SEPTEMBRE 1988.....	101
TABLEAU 3.10	COMPILATION DU TEMPS MOYEN D'ÉCHANTILLONNAGE POUR UN SITE ET DURÉE TOTALE D'UNE MISSION D'ÉCHANTILLONNAGE POUR LES DEUX DATES ET POUR LES DEUX SECTEURS	102
TABLEAU 3.11	DESCRIPTION DES MÉTHODES UTILISÉES POUR L'ANALYSE DES PARAMÈTRES DE QUALITÉ D'EAU DU PRÉSENT PROJET.....	105
TABLEAU 3.12	COMPARAISON DES SIGNATURES DE TERRAIN OBTENUES SUR PELLICULE COULEUR NORMALE ET SUR PELLICULE INFRAROUGE COULEUR	113
TABLEAU 3.13	COMPARAISON DES DEUX APPROCHES D'EXTRACTION D'INFORMATION VISUELLE ET QUANTITATIVE	115
TABLEAU 3.14	PARAMÈTRES DE DOCUMENTATION DES SITES LORS DES SURVOLS AÉROPORTÉS.....	125
TABLEAU 3.15	TABLEAU DE CONVERSION: SOMMAIRE DES VALEURS DE TROIS (3) VARIABLES (NIVEAUX DE GRIS, LUMINANCE APPARENTE ET RÉFLECTANCE APPARENTE) POUR LES DONNÉES BRUTES ET CORRIGÉES.....	131
TABLEAU 4.1	MESURES DE LA MOYENNE ET DU COEFFICIENT DE VARIATION POUR TOUS LES PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU DANS LE SECTEUR <i>CUM</i> - VARENNES.....	148
TABLEAU 4.2	CORRÉLATION ENTRE LES PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU DU SECTEUR <i>CUM</i> -VARENNES, LE 8 SEPTEMBRE 1988.....	153



TABLEAU 4.3	CORRÉLATION ENTRE LES PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU, SECTEUR <i>CUM</i> -VARENNES, LE 16 SEPTEMBRE 1988	155
TABLEAU 4.4	CORRÉLATION ENTRE LES PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU DU 8 ET DU 16 SEPTEMBRE 1988, SECTEUR <i>CUM</i> -VARENNES.....	157
TABLEAU 4.5	MOYENNE, COEFFICIENT DE VARIATION ET LA VALEUR CALCULÉE DU TEST T DE COMPARAISON DE DEUX ÉCHANTILLONS.....	159
TABLEAU 4.6	CORRÉLATION ENTRE LES PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU DU SECTEUR DE SOREL, LE 8 SEPTEMBRE 1988.....	162
TABLEAU 4.7	CORRÉLATION ENTRE LES PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU, SECTEUR SOREL, LE 16 SEPTEMBRE 1988	164
TABLEAU 4.8	CORRÉLATION ENTRE LES PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU, DU 8 AU 16 SEPTEMBRE 1988 DU SECTEUR DE SOREL	166
TABLEAU 4.9	VALEURS MINIMUMS DES NIVEAUX DE GRIS DE CHAQUE BANDE SPECTRALE DU CAPTEUR MEIS-II PAR SURVOL À VARENNES, LE 8 SEPTEMBRE 1988.....	170
TABLEAU 4.10	VALEURS MINIMUMS DES NIVEAUX DE GRIS DE CHAQUE BANDE SPECTRALE DU CAPTEUR MEIS-II PAR SURVOL, SECTEUR SOREL, LE 8 SEPTEMBRE 1988.....	172
TABLEAU 4.11	SÉLECTION DES SURVOLS AÉROPORTÉS POUR LE POSITIONNEMENT DES SITES DU SECTEUR <i>CUM</i> -VARENNES.....	175
TABLEAU 4.12	SÉLECTION DES SURVOLS AÉROPORTÉS POUR LE POSITIONNEMENT DES SITES DU SECTEUR SOREL.....	176
TABLEAU 4.13	COEFFICIENTS DE VARIATION MOYENS (8 BANDES SPECTRALES) POUR LES DEUX DIMENSIONS DE FENÊTRES APPLIQUÉES AUX DONNÉES AÉROPORTÉES, SECTEUR <i>CUM</i> -VARENNES, LE 8 SEPTEMBRE 1988.....	178



TABLEAU 4.14	COEFFICIENTS DE VARIATION MOYENS (8 BANDES SPECTRALES) POUR LES DEUX DIMENSIONS DE FENÊTRES APPLIQUÉES AUX DONNÉES AÉROPORTÉES, SECTEUR SOREL, LE 8 SEPTEMBRE 1988.....	179
TABLEAU 4.15	COEFFICIENTS DE VARIATION MOYENS (6 BANDES SPECTRALES) POUR UNE FENÊTRE DE DIMENSION [3X3] APPLIQUÉE AUX DONNÉES SATELLITAIRES THEMATIC MAPPER (<i>LANDSAT TM</i>) POUR LES DEUX SECTEURS, LE 16 SEPTEMBRE 1988.....	180
TABLEAU 4.15a	POSSIBILITÉS DU REHAUSSEMENT D'IMAGE DANS L'INTERPRÉTATION VISUELLE DES IMAGES / LISTE DES CARACTÉRISTIQUES VISUELLES.....	187
TABLEAU 4.16	VARIABILITÉ RELATIVE DES BANDES SPECTRALES TELLES QUE MONTRÉES PAR LA CHROMATRICITÉ	193
TABLEAU 4.17	CORRÉLATION ENTRE LES PARAMÈTRES DE LA QUALITÉ DE L'EAU ET LA RÉFLECTANCE APPARENTE CORRIGÉE MESURÉE AVEC LE CAPTEUR AÉROPORTÉ <i>MEIS-II</i> AU SECTEUR <i>CUM-VARENNES</i> SELON 9 ET 7 SITES.....	197
TABLEAU 4.18	CORRÉLATION ENTRE LES PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU ET LA RÉFLECTANCE APPARENTE CORRIGÉE DES BANDES SPECTRALES MESURÉES PAR LE CAPTEUR AÉROPORTÉ <i>MEIS-II</i> AINSI QU'AVEC LES RAPPORTS DE BANDES, SECTEUR <i>CUM-VARENNES</i> , LE 8 SEPTEMBRE 1988.....	199
TABLEAU 4.19	CORRÉLATION ENTRE LES PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU ET LES NIVEAUX DE GRIS CORRIGÉS [3X3] DES DONNÉES SATELLITAIRES <i>LANDSAT TM</i> AINSI QU'AVEC LES RAPPORTS DE BANDES SECTEUR <i>CUM-VARENNES</i> , LE 16 SEPTEMBRE 1988	201
TABLEAU 4.20	CORRÉLATION ENTRE LES PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU ET LA RÉFLECTANCE APPARENTE CORRIGÉE DES BANDES SPECTRALES MESURÉES PAR LE CAPTEUR <i>MEIS-II</i> AINSI QU'AVEC LES RAPPORTS DE BANDES, SECTEUR SOREL, SELON 9 SITES, LE 8 SEPTEMBRE 1988.....	203
TABLEAU 4.21	CORRÉLATION ENTRE LES PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU ET LES NIVEAUX DE GRIS DES BANDES SPECTRALES DES DONNÉES SATELLITAIRES <i>LANDSAT</i>	



	<i>TM</i> AINSI QU'AVEC LES RAPPORTS DE BANDES, SECTEUR SOREL, LE 16 SEPTEMBRE 1988	206
TABLEAU 4.22	SOMMAIRE DE LA MODÉLISATION DES PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU À PARTIR DES RAPPORTS DE BANDES DES DONNÉES AÉROPORTÉES MEIS-II, SECTEUR CUM-VARENNES, LE 8 SEPTEMBRE 1988	208
TABLEAU 4.23	SYNTHÈSE DES COEFFICIENTS DE CORRÉLATION ENTRE LES DONNÉES IN SITU ET LES DONNÉES DE TÉLÉDÉTECTION AÉROPORTÉES MEIS-II ET SATELLITAIRES LANDSAT <i>TM</i> POUR LES SECTEURS CUM-VARENNES ET SOREL	210
TABLEAU 4.24	SOMMAIRE DE LA MODÉLISATION DES PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU À PARTIR DES BANDES SPECTRALES DES DONNÉES SATELLITAIRES, <i>LANDSAT</i> <i>TM</i> , SECTEUR CUM-VARENNES, LE 16 SEPTEMBRE 1988.....	214
TABLEAU 4.25	SOMMAIRE DE LA MODÉLISATION DES PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU AVEC LES BANDES SPECTRALES DES DONNÉES AÉROPORTÉES <i>MEIS-II</i> , SECTEUR SOREL, LE 8 SEPTEMBRE 1988.....	217
TABLEAU 4.26	SOMMAIRE DE LA MODÉLISATION DES PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU À PARTIR DES BANDES SPECTRALES DES DONNÉES SATELLITAIRES <i>LANDSAT</i> <i>TM</i> , SECTEUR SOREL, LE 16 SEPTEMBRE 1988	220
TABLEAU 4.27	MESURES DE PRÉCISION DE LA MODÉLISATION DES PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU À PARTIR DES RAPPORTS DE BANDES DES DONNÉES AÉROPORTÉES <i>MEIS-II</i> , SECTEUR CUM-VARENNES, LE 8 SEPTEMBRE 1988.....	224
TABLEAU 4.28	MESURES DE PRÉCISION DE LA MODÉLISATION DES PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU À PARTIR DES BANDES SPECTRALES DES DONNÉES SATELLITAIRES <i>LANDSAT TM</i> , SECTEUR CUM-VARENNES, LE 16 SEPTEMBRE 1988	225
TABLEAU 4.29	MESURES DE PRÉCISION DE LA MODÉLISATION DES PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU À PARTIR DES BANDES SPECTRALES DES DONNÉES AÉROPORTÉES <i>MEIS-II</i> , SECTEUR SOREL, LE 8 SEPTEMBRE 1988.....	226



TABLEAU 4.30	MESURES DE PRÉCISION DE LA MODÉLISATION DES PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU À PARTIR DES BANDES SPECTRALES DES DONNÉES SATELLITAIRES LANDSAT TM, SECTEUR DE SOREL, LE 16 SEPTEMBRE 1988.....	227
TABLEAU 4.31	SYNTHÈSE DES COEFFICIENTS DE CORRÉLATION ENTRE LES VALEURS OBSERVÉES (IN SITU) ET LES VALEURS ESTIMÉES (MODÈLES) À PARTIR DES DONNÉES DE TÉLÉDÉTECTION MEIS-II ET LANDSAT TM POUR LES SECTEURS CUM-VARENNES ET SOREL	229
TABLEAU 5.1	GRILLE DE COMPARAISON DES CAPTEURS DE TÉLÉDÉTECTION AÉROPORTÉS ET SATELLITAIRES EN FONCTION DU SUIVI DES REJETS DES EAUX USÉES.....	253
TABLEAU 5.2	GRILLE SYNTHÈSE DES POSSIBILITÉS DE LA TÉLÉDÉTECTION EN TERME DE RÉOLUTION DES QUELQUES PROBLÈMES RELIÉS AU SUIVI DE LA QUALITÉ DE L'EAU.....	254
TABLEAU 7.1	LISTE D'INFORMATIONS POUVANT ÊTRE EXTRAITES DE L'IMAGERIE SATELLITAIRE SANS DONNÉES DE TERRAIN.....	264



Liste des figures

	Pages
FIGURE 2.1	SPECTRE ÉLECTROMAGNÉTIQUE..... 7
FIGURE 2.2	GÉOMÉTRIE DE VISÉE ET CAMÉRA MÉTRIQUE POUR LA PRISE DE PHOTOGRAPHIES AÉRIENNES..... 9
FIGURE 2.3	GÉOMÉTRIE DE VISÉE ET SCHÉMATISATION DU RADIOMÈTRE À BALAYAGE MULTIBANDE AÉROPORTÉ.....14
FIGURE 2.4	ALGUES VERTES ET BRUNES.....26
FIGURE 2.5	QUELQUES CARACTÉRISTIQUES GÉNÉRALES DES EAUX À DIFFÉRENTS NIVEAUX SAPROBIQUES.....29
FIGURE 2.6	SPECTRE DE LA RÉFLECTANCE SOUS LA SURFACE POUR DIFFÉRENTES CONCENTRATIONS DE CHLOROPHYLLE A DANS DES MASSES D'EAU POUR LESQUELLES LES CONCENTRATIONS DE SOLIDES EN SUSPENSION ET DE CARBONE ORGANIQUE SONT MAINTENUES À ZÉRO.....30
FIGURE 2.7	SECTIONS TRANSVERSALES D'ABSORPTION POUR LA CHLOROPHYLLE A, LES SOLIDES EN SUSPENSION ET LE CARBONE ORGANIQUE DISSOUS35
FIGURE 3.1	LOCALISATION DU TRONÇON DU FLEUVE SAINT- LAURENT EN VUE DU CHOIX DES SECTEURS D'ÉTUDES.....42
FIGURE 3.2	MÉTHODE D'ÉVALUATION DE LA DISPERSION DES REJETS DES EAUX USÉES DANS LE FLEUVE SAINT- LAURENT PAR TÉLÉDÉTECTION.....45
FIGURE 3.3	VUE D'ENSEMBLE DE L'EXTRÉMITÉ OUEST DE L'ÎLE AUX VACHES, SECTEUR CUM-VARENNES.....46
FIGURE 3.4	ABONDANCE DE LA VÉGÉTATION SUBMERGÉE AUTOUR D'UN ÉMISSAIRE, PRÈS DU SITE NO 4, SECTEUR CUM- VARENNES.....46
FIGURE 3.5	VUE D'ENSEMBLE DE L'EMBOUCHURE DU RUISSEAU DE LA COMMUNE, SECTEUR CUM-VARENNES48



FIGURE 3.6	MÉTHODE D'ÉVALUATION DE LA DISPERSION DES REJETS DES EAUX USÉES DANS LE FLEUVE SAINT-LAURENT PAR TÉLÉDÉTECTION.....	49
FIGURE 3.7	VUE D'ENSEMBLE DU SITE NO 1, SECTEUR SOREL.....	51
FIGURE 3.8	VUE D'ENSEMBLE AUTOUR DU SITE NO 2, SECTEUR SOREL.....	51
FIGURE 3.9	VUE D'ENSEMBLE DU DÉBUT DE L'APPARITION DE LA TRACE NOIRE DU SECTEUR SOREL, SITES NOS 3 ET 4.....	52
FIGURE 3.10	VUE D'ENSEMBLE DU MÉLANGE DES EAUX DE LA RIVIÈRE RICHELIEU ET DES EAUX DU FLEUVE SAINT-LAURENT CARACTÉRISÉES PAR LES TRACES BLANCHE ET NOIRE, SECTEUR SOREL.....	52
FIGURE 3.11	ENVIRONNEMENT AUTOUR DU SITE NO 1, SECTEUR SOREL.....	56
FIGURE 3.12	ENVIRONNEMENT AUTOUR DU SITE NO 2, SECTEUR SOREL.....	56
FIGURE 3.13	ENVIRONNEMENT AUTOUR DU SITE NO 3, SECTEUR SOREL.....	57
FIGURE 3.14	ENVIRONNEMENT AUTOUR DU SITE NO 5, SECTEUR SOREL, INTERFACE ENTRE LES TRACES BLANCHE ET NOIRE	57
FIGURE 3.15	ENVIRONNEMENT AUTOUR DU SITE NO 1, SECTEUR CUM-VARENNES	58
FIGURE 3.16	ENVIRONNEMENT AUTOUR DU SITE NO 2, SECTEUR CUM-VARENNES	58
FIGURE 3.17	EMBOUCHURE DU RUISSEAU DE LA COMMUNE, SECTEUR CUM-VARENNES, ENVIRONNEMENT DES SITES NOS 5 ET 6.....	59
FIGURE 3.18	VUE D'ENSEMBLE DE LA VÉGÉTATION SUBMERGÉE (MACROPHYTES), SECTEUR CUM-VARENNES.....	59
FIGURE 3.19	ENVIRONNEMENT AUTOUR DU SITE NO 8, SECTEUR CUM-VARENNES.....	60



FIGURE 3.20 A)	ENVIRONNEMENT AUTOUR DU SITE NO 10, SECTEUR CUM-VARENNES, ÎLE CONSTITUÉE DE MATÉRIEL SABLEUX	61
FIGURE 3.20 B)	ENVIRONNEMENT AUTOUR DU SITE NO 10, SECTEUR CUM-VARENNES, ENTRAÎNEMENT DES SÉDIMENTS PAR LES COURANTS	61
FIGURE 3.21	VUE D'ENSEMBLE, SECTEUR CUM-VARENNES, SITES NOS 3 À 9.....	62
FIGURE 3.22	RELATION ENTRE LE RAYONNEMENT SOLAIRE RÉFLÉCHI ET LA LONGUEUR D'ONDE POUR DIFFÉRENTES CONCENTRATIONS DE SOLIDES EN SUSPENSION À LA SURFACE DE L'EAU	66
FIGURE 3.23	RELATION ENTRE LE COEFFICIENT DE LA CORRÉLATION (R) POUR LA RÉGRESSION LINÉAIRE DE LA CONCENTRATION DES SOLIDES EN SUSPENSION ET LE RAYONNEMENT SOLAIRE RÉFLÉCHI.....	66
FIGURE 3.24	IRRADIANCE SPECTRALE DE SURFACE (Eu) ET LES BANDES SPECTRALES DU RADIOMÈTRE À BALAYAGE AÉROPORTÉ MEIS-II.....	76
FIGURE 3.25	COMPARAISON DES BANDES SPECTRALES DES CAPTEURS SATELLITAIRES LANDSAT.TM ET SPOT (HRV) ET DU CAPTEUR AÉROPORTÉ MEIS-II.....	79
FIGURE 3.26	ÉCHANTILLONNEUR (JAUGE "SLUDGE JUDGE").....	62
FIGURE 3.27	VUE D'ENSEMBLE DU SECTEUR CUM-VARENNES, INTERPRÉTATION QUALITATIVE DE LA MOSAÏQUE DE PHOTOGRAPHIES AÉRIENNES INFRAROUGES FAUSSE COULEUR.....	90
FIGURE 3.28	VUE D'ENSEMBLE DU SECTEUR SOREL, INTERPRÉTATION QUALITATIVE DE LA MOSAÏQUE DE PHOTOGRAPHIES AÉRIENNES INFRAROUGES FAUSSE COULEUR.....	91
FIGURE 3.29	POSITIONNEMENT DES 4 LIGNES DE VOL ADJACENTES DU CAPTEUR AÉROPORTÉ MEIS-II, SECTEUR CUM-VARENNES.....	95

FIGURE 3.30	POSITIONNEMENT DES 4 LIGNES DE VOL ADJACENTES DU CAPTEUR AÉROPORTÉ <i>MEIS-II</i> , SECTEUR SOREL.....	96
FIGURE 3.31	DIFFUSION ATMOSPHÉRIQUE EN FONCTION DE LA LONGUEUR D'ONDE	118
FIGURE 3.32	CONTRIBUTION DES PIXELS CONTIGÛS OU ENVIRONNANTS À L'ENREGISTREMENT DE LA VALEUR SPECTRALE D'UN PIXEL AVEC LE CAPTEUR <i>LANDSAT</i> <i>MSS</i>	122
FIGURE 3.33	PARAMÈTRES ANGULAIRES RELIÉS À LA GÉOMÉTRIE D'ILLUMINATION ET DE VISÉE.....	126
FIGURE 3.34	PARAMÈTRES GÉOMÉTRIQUES RELIÉS AUX LIGNES DE VOL	127
FIGURE 3.35	LOCI DE CHROMATRICITÉ.....	137
FIGURE 3.36	RELATION DE LA CHLOROPHYLLE A AVEC LES VALEURS MOYENNES [FENÊTRE 5X5] DE RÉFLECTANCE APPARENTE CORRIGÉE DES BANDES 8 (549 NM) ET 5 (596 NM) DU CAPTEUR AÉROPORTÉ <i>MEIS</i> , LE 8 SEPTEMBRE 1988.....	141
FIGURE 4.1	RELATION ENTRE LES VALEURS MINIMUM DES HUIT (8) BANDES SPECTRALES DU CAPTEUR <i>MEIS-II</i> ET LES LONGUEURS D'ONDE DES SECTEURS <i>CUM-VARENNES</i> (.) ET DE <i>SOREL</i> (X).....	173
FIGURE 4.2	MOSAÏQUE DE COMPOSÉS COLORÉS, FAUSSE COULEUR D'UNE PARTIE DU SECTEUR <i>CUM-VARENNES</i> , À PARTIR DES DONNÉES AÉROPORTÉES, LE 8 SEPTEMBRE 1989	184
FIGURE 4.3	MOSAÏQUE DE COMPOSÉS COLORÉS, FAUSSE COULEUR D'UNE PARTIE DU SECTEUR <i>SOREL</i> À PARTIR DES DONNÉES AÉROPORTÉES, LE 8 SEPTEMBRE 1988.....	185
FIGURE 4.4	LOCI DE CHROMATRICITÉ POUR TROIS COMBINAISONS A) BANDES 5, 2, 3 B) BANDES 8, 4, 1 C) BANDES 6, 5,4; LE POINT E SIGNIFIE LE POINT D'ÉQUILIBRE D'EAU "PURE" SANS SÉDIMENTS EN SUSPENSION, SECTEUR <i>CUM-</i> <i>VARENNES</i>	191
FIGURE 4.5	LOCI DE CHROMATRICITÉ POUR TROIS COMBINAISONS A) BANDES 5, 2, 3 B) BANDES 8, 4, 1 C) BANDES 6, 5, 4;	



	LE POINT E SIGNIFIE LE POINT D'ÉQUILIBRE D'EAU "PURE" SANS SÉDIMENTS EN SUSPENSION, SECTEUR SOREL.....	192
FIGURE 4.6	RÉSIDUS ENTRE LES VALEURS ESTIMÉES ET LES VALEURS OBSERVÉES DU PH, À PARTIR DES DONNÉES AÉROPORTÉES <i>MEIS</i> , VARENNES, LE 8 SEPTEMBRE 1988.....	231
FIGURE 4.7	FLUCTUATIONS DE PH, DU BIOXIDE DE CARBONE, DE L'OXYGÈNE DISSOUS ET DE LA TEMPÉRATURE AU LAC BUCHEY, OHIO.....	234



Liste des annexes

FICHES DE DESCRIPTION PHYSIQUE DU MILIEU À CHAQUE SITE D'ÉCHANTILLONNAGE	ANNEXE 1
CALCUL DES PARAMÈTRES ANGULAIRES DE LA GÉOMÉTRIE D'ILLUMINATION.....	ANNEXE 2
RÉSULTATS DES ANALYSES EN LABORATOIRE	ANNEXE 3
SOMMAIRES DES STATISTIQUES DESCRIPTIVES.....	ANNEXE 4
SOMMAIRE DES VALEURS DE TROIS (3) VARIABLES (NIVEAUX DE GRIS, LUMINANCE ET RÉFLECTANCE) POUR LES DONNÉES BRUTES ET CORRIGÉES.....	ANNEXE 5
DOCUMENTATION DES SITES RELATIVEMENT AUX DONNÉES AÉROPORTÉES	ANNEXE 6
SOMMAIRE MÉTÉOROLOGIQUE MENSUEL DE SAINT-HUBERT POUR SEPTEMBRE 1988	ANNEXE 7
PLANCHES PHOTOGRAPHIQUES: IMAGES NUMÉRIQUES.....	ANNEXE 8
GRILLES DE CORRÉLATION ENTRE LES DONNÉES <i>IN SITU</i> ET LES DONNÉES ACQUISES DE TÉLÉDÉTECTION.....	ANNEXE 9
GRAPHIQUES DES RELATIONS ENTRE LES PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU ET LES DONNÉES DE TÉLÉDÉTECTION DU SECTEUR CUM-VARENNES.....	ANNEXE 10
AJUSTEMENTS DE COURBE	ANNEXE 11
RELATION ENTRE LES VALEURS ESTIMÉES ET OBSERVÉES DES PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU.....	ANNEXE 12
CARTES DE PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU.....	ANNEXE 13
CARTOGRAPHIE DES AIRES DE DISPERSION.....	ANNEXE 14



1.0 INTRODUCTION

La santé du fleuve Saint-Laurent étant menacée par les nombreux apports de polluants provenant d'effluents municipaux et industriels, elle doit être mise sous surveillance. Compte tenu de la dimension du cours d'eau, du nombre d'affluents et d'effluents qui s'y déversent, il importe de mettre au point une technique rapide et efficace qui permette de faire le point sur l'état du fleuve et de voir les améliorations ou les détériorations qui surviennent au fil du temps. Aussi, les méthodes conventionnelles (échantillonnage in situ) de suivi environnemental s'avèrent longues et coûteuses. De plus, ces méthodes permettent une caractérisation représentative de la situation lors de l'échantillonnage uniquement.

Comme le fleuve Saint-Laurent constitue une masse d'eau dynamique caractérisée par des changements temporels qui surviennent à plusieurs échelles, allant de la variation à court terme (variation horaire tels les courants liés aux marées) à la variation à long terme (variation saisonnière tels les changements liés à la météorologie), ces méthodes conventionnelles présentent de grandes lacunes importantes.

Une des méthodes qu'explore Environnement Canada pour le suivi de la qualité des eaux est fondée sur des techniques relativement nouvelles de télédétection par opposition aux approches conventionnelles. Dans ce cas, il s'agit d'utiliser la technologie spatiale moderne comme outil complémentaire de gestion de la ressource aquatique et d'acquisition de connaissances sur l'environnement.

Dans ce sens, en septembre 1988, la firme Aménatech inc., une division du Groupe S.M., a été mandatée par le ministère Approvisionnement et Services (MAS) en collaboration avec Environnement Canada, deux organismes du gouvernement fédéral, pour élaborer et tester une méthode d'évaluation de la dispersion des rejets d'eaux usées dans le milieu aquatique (fleuve Saint-Laurent) par télédétection.



Initialement, Monsieur Raymond Van Coillie fut responsable du partenariat de ces deux Ministères dans ce projet. Tout au long de la réalisation du mandat, les chercheurs impliqués furent Messieurs Alain Lamarche de la Direction de la Protection de l'Environnement (DPE) et Claude Langlois de la Direction Générale des Eaux Intérieures (DGEI) d'Environnement Canada, tous deux maintenant au Centre Saint-Laurent. Aussi Monsieur Tom Alföldi du Centre Canadien de Télédétection (CCT) agit en tant qu'autorité scientifique.

Le développement des techniques d'analyse d'images assistées par ordinateur permet à la télédétection de devenir un outil d'investigation et de planification de plus en plus sollicité.

Un des objectifs est de quantifier le potentiel possible de la télédétection comme approche d'évaluation des taux de polluants, par l'entremise des variations avec les paramètres mesurés sur le terrain. On vise ainsi à évaluer l'apport de la télédétection pour mesurer l'étendue de la dispersion de ces polluants, c'est-à-dire, pour délimiter les panaches de diffusion et détecter les zones d'influence. Ainsi, il faut voir comment la télédétection peut être utilisée pour évaluer les impacts des rejets des eaux usées (produits chimiques) sur les écosystèmes aquatiques.

Il s'agit, plus spécifiquement, d'établir la sensibilité des données de télédétection (aéroportées et satellitaires) aux paramètres de qualité de l'eau qui sont plus spécialement liés aux solutions dissoutes. On sait que la télédétection fournit d'excellents résultats pour l'évaluation des concentrations de paramètres de nature physique tels les solides en suspension, la turbidité et la concentration de la chlorophylle *a* (KHORRAM 1985, LATHROP et LILLESAND 1986, RITCHIE *et al* 1988). Cependant, peu d'études ont démontré la capacité ou la sensibilité de la télédétection par rapport aux substances dissoutes dans l'eau.



La méthodologie préconisée consiste à analyser conjointement les données *in situ* (terrain) et les données de télédétection (aéroportées et satellitaires) et de relier les différences de réflectance d'une image aux variations de la concentration des paramètres physico-chimiques de qualité de l'eau dans le milieu aquatique. Le traitement numérique de ces données est à la base du développement mathématique de la modélisation de ces paramètres.

Le présent rapport se divise en cinq (5) chapitres. À la suite du présent chapitre, le chapitre 2 fait référence à l'utilisation des données obtenues par télédétection pour le suivi de la qualité de l'eau. Il s'agit d'une revue de la littérature détaillée qui est orientée de façon à renseigner les gens qui sont moins familiers avec cette avenue de recherche. Cette revue décrit autant les instruments (capteurs) de télédétection que les paramètres qui mesurent la qualité de l'eau. De plus, elle fait le pont avec les notions chimiques, biologiques et écologiques relatives au phénomène de la pollution des écosystèmes aquatiques.

Le chapitre 3 est consacré à la description de la méthodologie préconisée dans ce projet. De la préparation à l'analyse de données, en passant par l'acquisition des données (*in situ* et de télédétection) et le traitement numérique, chaque étape de l'étude est décrite de façon détaillée. Les trois premiers chapitres sont réunis dans le Tome I.

Le chapitre 4 concerne la présentation des résultats, en reprenant la séquence des étapes prévues dans la méthodologie. On y trouve l'interprétation des résultats autant dans le contexte statistique que dans le contexte relatif au milieu aquatique.

Le chapitre 5 comprend un analyse globale des résultats obtenus au cours de l'étude et une discussion relative aux divers problèmes rencontrés pendant le déroulement du mandat.

Enfin, les chapitres 6 et 7 sont respectivement consacrés aux recommandations pour les études ultérieures et à la conclusion. Les chapitres 4 à 7 inclusivement sont rassemblés dans le tome 2 alors que le tome 3 comporte toutes les annexes.

2.0 LES DONNÉES DE TÉLÉDÉTECTION APPLIQUÉE À LA QUALITÉ DE L'EAU

Ce chapitre présente l'état de la télédétection dans le domaine du suivi de la qualité de l'eau. On s'attardera plus spécialement sur les instruments (systèmes imageurs) ainsi que sur les paramètres qui peuvent être mesurés dans un environnement aquatique. Il s'agit en fait d'une revue sommaire des connaissances de ce domaine d'application de la télédétection.

Ce chapitre vise trois (3) objectifs. Premièrement, tenter de décrire les équipements de télédétection dans un contexte d'utilisation dans le domaine de l'eau. La liste des instruments de mesure qui y sont décrits se veut représentative de leur utilisation concrète. Deuxièmement, dresser la liste des composantes ou paramètres qui peuvent être mesurés par télédétection. Finalement, cette section veut également montrer comment on peut jumeler la résolution spatiale disponible des capteurs avec l'échelle de mesure des paramètres de la qualité de l'eau requise, et ainsi suggérer les composantes qui sont vraisemblablement utiles dans un contexte tel celui du suivi de l'état des eaux du fleuve Saint-Laurent.

2.1 Instruments / techniques

Le spectre électromagnétique de l'énergie provenant d'un plan d'eau montre deux régions distinctes; (a) le rayonnement solaire réfléchi (0,3 - 1,1 μm), comprenant les régions U.V., visible et proche infrarouge, et (b) l'énergie thermique émise qui réunit l'infrarouge thermique (4,5 - 20 μm) et les micro-ondes passives (1 mm - 10 cm).



Au cours des dernières vingt années, de nombreux équipements de mesure en télédétection ont été développés. La description de ces capteurs se fait suivant deux critères ; (a) la capacité de diviser le spectre électromagnétique (**figure 2.1**) en bandes spectrales et de détecter l'énergie (résolution spectrale), et (b) la capacité de rendre cette information disponible sous forme de photographies ou de données numériques enregistrée sur ruban magnétique (mode d'enregistrement).

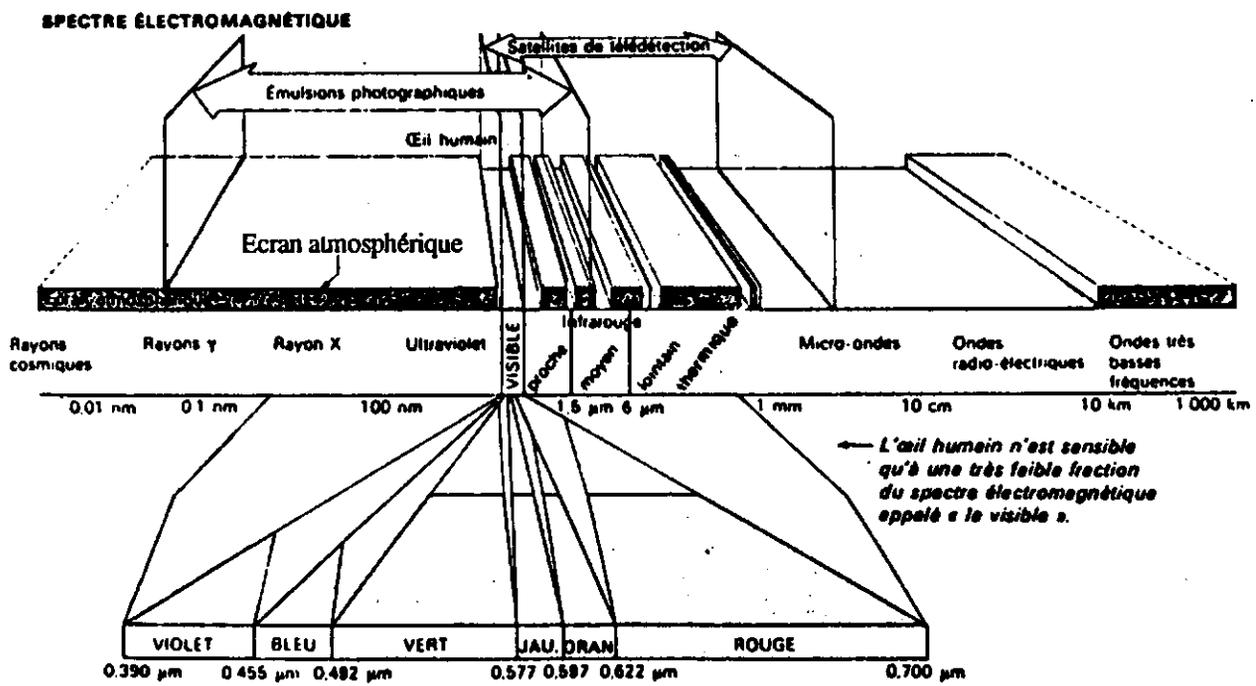
Ces appareils peuvent être regroupés en deux grandes classes: (a) les systèmes passifs, qui captent l'énergie électromagnétique réfléchi à la surface du sol et par les objets étudiés, et (b) les systèmes actifs qui dirigent un faisceau de rayonnement électromagnétique monochromatique vers les cibles d'intérêt et enregistrent les signaux de retour

2.1.1 LES INSTRUMENTS DE SURVEILLANCE PASSIFS

Dans les applications liées à la qualité de l'eau, la région d'intérêt du spectre se situe principalement dans le visible/proche infrarouge (*VIR*) et l'infrarouge thermique. Aucune information ne peut être obtenue la nuit et lorsque le temps est couvert. Cependant, dans l'infrarouge thermique, les images peuvent être acquises la nuit. Dans le *VIR*, le signal réfléchi à partir de la surface du sol et reçu par le capteur contient quatre (4) composantes :

- la *réflectance volumique*, est liée aux propriétés d'un plan d'eau qui sont intégrées sur une profondeur définie par la limite euphotique, c'est-à-dire les couches supérieures que la lumière pénètre pour permettre la croissance (photosynthèse normale). La réflectance volumique est particulièrement affectée par les solides en suspension. Cependant, il semble que les organismes vivants (différents pigments photosynthétiques) modifient également les signatures de réflectance spectrale.





Le spectre électromagnétique (tirée de CHABREUIL, A. CHABREUIL, M 1979)

FIGURE 2.1

- la *réflectance spéculaire*, c'est-à-dire la lumière qui est réfléchiée directement, suivant le même angle d'incidence, par la surface sans pénétration de sorte qu'aucune information n'est captée.

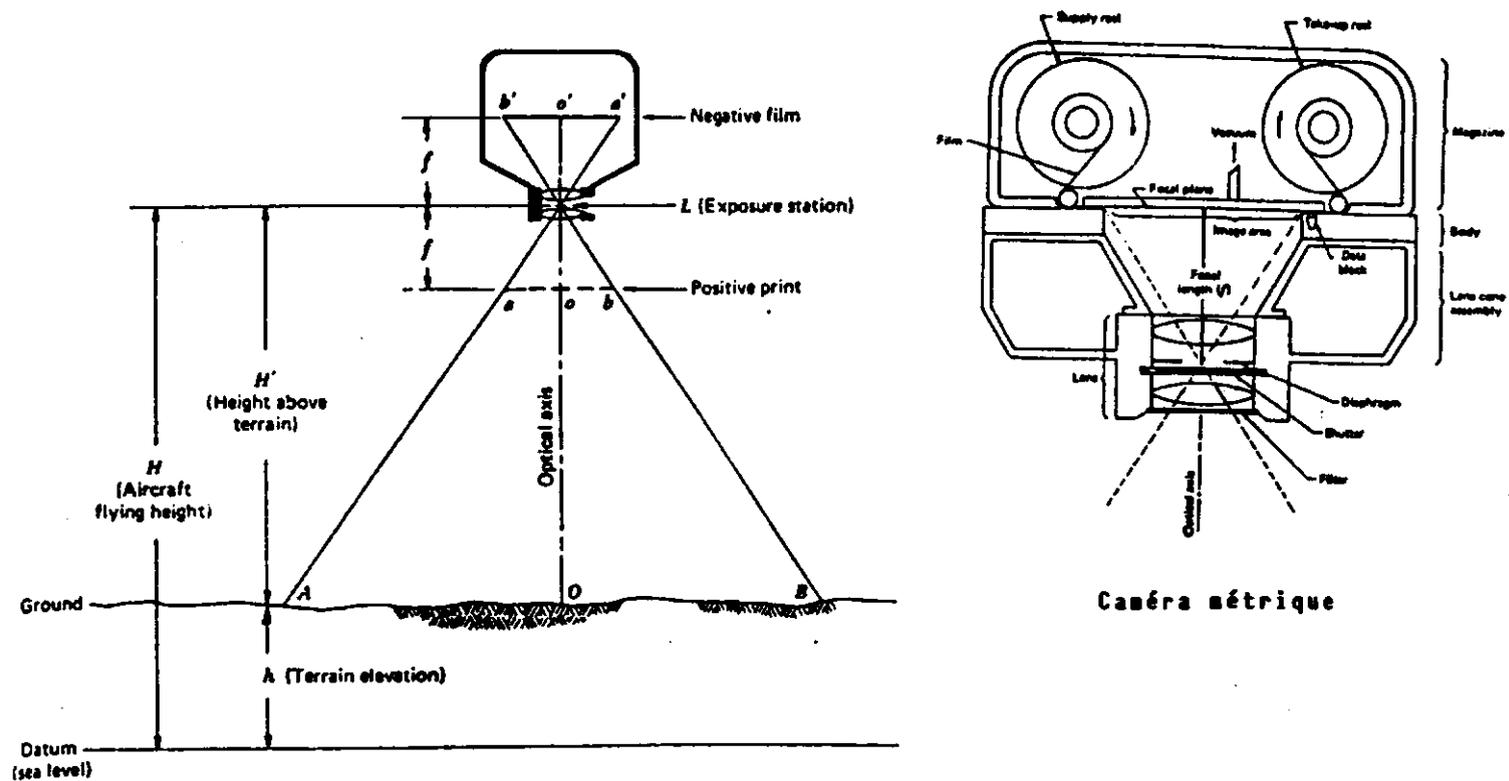
- la *réflectance de fond*, relative à la réflexion due aux sédiments du fond du plan d'eau, plus fréquemment en eau peu profonde.

- la *lumière diffuse* par l'atmosphère vers les instruments avant d'atteindre la surface de l'eau.

Pour des études strictement concentrées dans le domaine de l'eau, seule la première composante contient l'information nécessaire. Les trois autres composantes sont considérées comme étant du bruit. Des algorithmes mathématiques sont habituellement appliqués aux images pour corriger les effets qui résultent de ce bruit. A ce titre, les travaux de BENIÉ *et al* (1985) et de HOLYER (1978), font intervenir un modèle de réflectance volumique selon un ensemble d'équations relatives au bilan (transfert) radiatif.

2.1.1.1 *La photographie aérienne*

Il y a deux types de photographies aériennes. Il y a d'abord la photographie noir et blanc de haute résolution, puis la photographie obtenue par film infrarouge fausse couleur (VIR). De résolution spatiales légèrement plus faible, la photographie infrarouge fausse couleur est cependant dotée d'une résolution spectrale améliorée (cyan, magenta, jaune) qui permet une interprétation qualitative encore plus juste (ex : végétation). Dans les deux cas, les photographies sont fournies par une caméra métrique de type RC-10 dont le système optique, très précis, produit un document de très haute qualité. Cette caméra (figure 2.2) permet l'enregistrement d'un grand volume de photos de format 23 X 23 cm, dont le recouvrement (60%) permet d'obtenir la vision stéréoscopique.



Géométrie de visée et caméra métrique
pour la prise de photographies aériennes
(tirée de LILLESAND, T.M., KIEFFER, R.W., 1979)

FIGURE 2.2

2.1.1.2 Les radiomètres multispectraux (MSS)

Il s'agit d'une catégorie d'instruments qui intègrent l'énergie en provenance du sol par l'entremise d'un capteur à miroir pivotant. Le rayonnement réfléchi est enregistré dans l'étendue 0,4 - 1,1 μm , sur un détecteur multibande.

i) radiomètre sur plate-forme satellitaire

Différents satellites, tels *LANDSAT MSS* et *LANDSAT Thematic Mapper (TM)* sont munis d'un système imageur multispectral (MSS). Quoique désavantagées, au niveau de la résolution spatiale (80 m au lieu de 30 m), de la résolution spectrale (4 bandes au lieu de 7), et de la résolution radiométrique (64 niveaux de gris au lieu de 256), par rapport aux données *LANDSAT TM*, les données *LANDSAT MSS* constituent un outil très utile dans la gestion des ressources naturelles. En effet, ce capteur est opérationnel depuis 1972, de sorte qu'une banque d'images est à la disposition de tout usager susceptible d'avoir à effectuer l'étude temporelle d'un phénomène. Cependant, il demeure que les images fournies par *LANDSAT TM* sont beaucoup plus précises, à la fois dans la mesure de la qualité de l'eau, et à la fois dans l'exactitude de leur cartographie. En effet la résolution spatiale permet une meilleure estimation de la chlorophylle *a* du fait que l'on peut détecter plus facilement les changements abrupts des pigments ("bloom"). La résolution spectrale permet une meilleure discrimination et améliore la précision lors de l'évaluation quantitative des paramètres. Enfin, la résolution radiométrique du *LANDSAT TM* permet d'obtenir de meilleures mesures de petites concentrations.

Le **tableau 2.1** permet de comparer deux des plus importants satellites d'acquisition d'images dans le *VIR*, soit le *Landsat TM* et *SPOT (HRV)*, et un satellite portant à son bord un capteur dédié aux études de l'eau le *CZCS (Coastal Zone Colour Sensor)*



Tableau 2.1

CARACTÉRISTIQUES DES CAPTEURS SATELLITAIRES
LANDSAT TM, SPOT (HRV) ET CZCS

SYSTÈMES	RÉSOLUTION		COUVERTURE SPATIALE (km)	FRÉQUENCE D'OBSERVATION
	SPECTRALE (μm)	SPATIALE (m)		
<i>LANDSAT TM</i>	0,45 - 0,52 0,52 - 0,60 0,63 - 0,69 0,76 - 0,90 1,55 - 1,75 2,08 - 2,35	30	185 X 185	1/16 jour
	10,4 - 12,55	120		
<i>SPOT</i>	0,51 - 0,73	10	60 x 60 km	1 1/26 jours 45e parallèle
	0,50 - 0,59 0,61 - 0,681 0,79 - 0,89	20		
<i>CZCS</i>	0,433 - 0,453 0,510 - 0,530 0,540 - 0,560 0,660 - 0,680 0,700 - 0,800 10,5 - 12,5	825 (au nadir)	1566 x 1566	

De par leur conception, les radiomètres satellitaires *Thematic Mapper (LANDSAT)* et *HRV (SPOT)* ne sont pas tout à fait appropriés pour des études dans le domaine de l'eau. En effet, l'étendue dynamique (intensité) de la réflectance provenant du milieu terrestre est de beaucoup supérieure à celle issue de l'eau, de sorte que *LANDSAT* ou *SPOT* contient toute l'information sur l'eau dans un nombre réduit de niveaux d'intensité (faible résolution spectrale pour l'eau). D'autre part, le capteur *CZCS*, monté à bord du satellite *NIMBUS*, est spécifiquement conçu pour les études en milieu aquatique; mesure de la chlorophylle *a*, de la distribution des sédiments, de la dynamique (circulation) générale de l'océan, et de la température de surface.

II) radiomètre sur plate-forme aéroportée

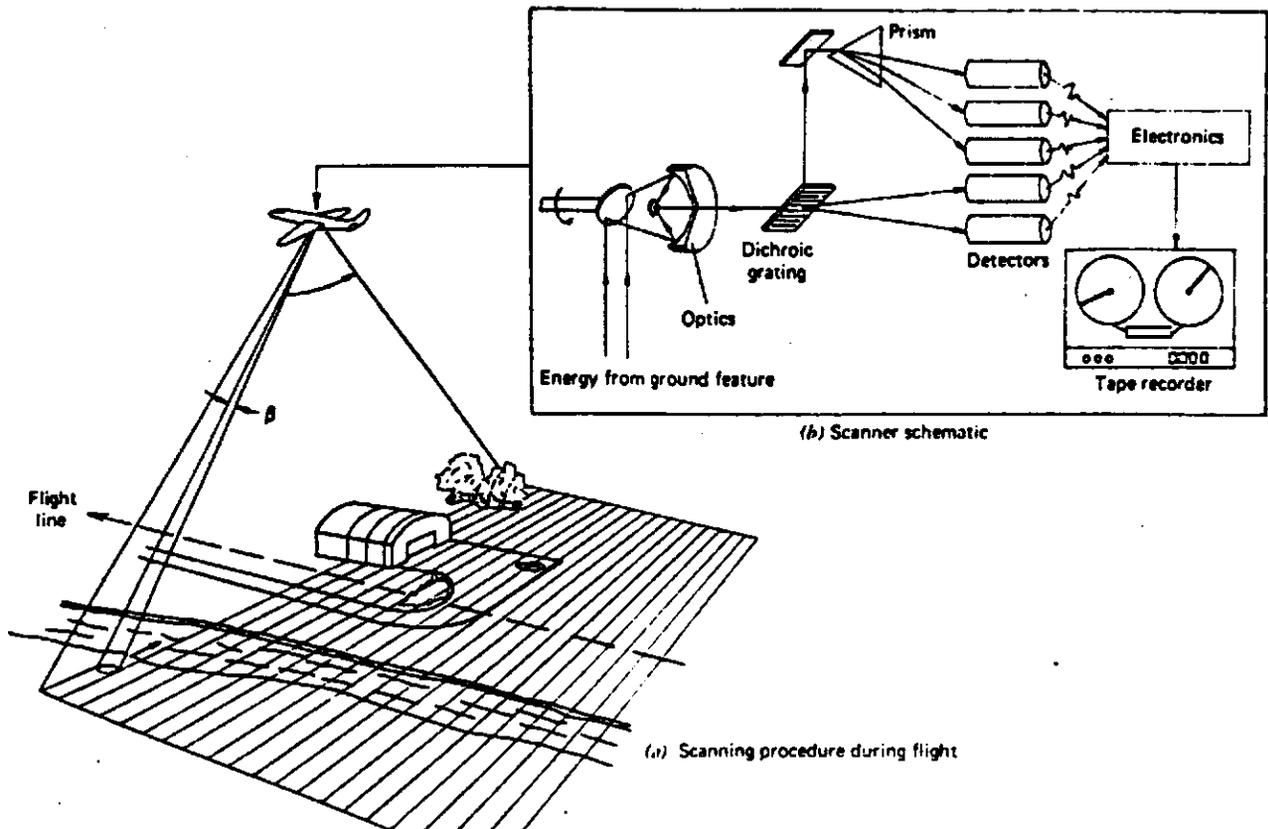
Les radiomètres multispectraux peuvent également s'installer sur plate-forme aéroportée, ce qui fournit à l'utilisateur un mode d'acquisition d'images numériques très flexible. En effet, ce genre de système se veut très souple quant au moment de l'enregistrement. Ceci permet de choisir les paramètres de géométrie de visée (azimut et position en hauteur du soleil), et aussi quant à la définition de la trajectoire de la ligne de vol. Cette technique a le grand avantage de produire des images dont la résolution spatiale est plus fine de sorte qu'elles correspondent mieux aux besoins spécifiques d'une étude.



Le système imageur *MEIS-II* (Multi Electro-optical Imaging Scanner) (MCCOLL *et al* 1984), utilisé dans l'actuel projet, permet l'enregistrement d'images (1024 pixels de largeur) dans huit (8) bandes spectrales simultanément dans la partie *VIR* du spectre électromagnétique (figure 2.3). Ce système a la particularité d'offrir différents ensemble de huit (8) filtres spectraux selon l'application visée (foresterie, étude des glaces, qualité de l'eau, etc). Ainsi, dans le domaine de l'eau, le centre et largeur de chaque bande spectrale sont spécifiquement choisis de façon à capter toute la gamme d'intensités venant de l'eau, ce qui permet de mieux caractériser les phénomènes étudiés (ensemble de filtre de la bathymétrie passive). A l'heure actuelle, ce système est exclusivement mis en opération par la compagnie *Innotech Aviation* d'Ottawa qui dessert toute l'Amérique du nord. Ceci peut représenter une certaine contrainte du fait que la réalisation d'un projet de recherche peut dépendre de la disponibilité d'un système d'acquisition qui est relativement en demande.

Cette même compagnie opère également le radiomètre multispectral *DAEDALUS* (DS-1260), un système imageur qui enregistre des images dans dix (10) canaux (bandes) de 0,39 à 1,04 μm (*VIR*) et aussi de 4,5 à 13 μm (infrarouge thermique). Les images dans l'infrarouge thermique permettent de dresser des cartes synoptiques de la température de surface. Le tableau 2.2 établit le sommaire des caractéristiques majeures de ces deux capteurs.





Géométrie de visée et schématisation du radiomètre à balayage multibande aéroporté
 (tirée de LILLESAND, T.M., KIEFFER, R.W., 1979)

FIGURE 2.3

Tableau 2.2

CARACTÉRISTIQUES DES RADIOMÈTRES À BALAYAGE AÉROPORTÉS
DAEDALUS (DS 1260) ET MEIS-II

SYSTÈMES	RÉSOLUTION		COUVERTURE SPATIALE
	SPECTRALE (μm)	SPATIALE (m)	
DAEDALUS (DS 1260)	0,39 - 0,415 0,415 - 0,450 0,445 - 0,495 0,500 - 0,550 0,550 - 0,595 0,590 - 0,645 0,625 - 0,695 0,680 - 0,780 0,765 - 0,895 0,865 - 1,035 8 - 13	selon l'altitude et la vitesse de l'avion (min = 1,5 m)	1024 pixels x résolution spatiale
MEIS-II (filtres de bathymétrie passive)	0,434 - 0,464 0,506 - 0,530 0,533 - 0,564 0,579 - 0,614 0,622 - 0,659 0,655 - 0,695 0,734 - 0,766 0,846 - 0,901	selon l'altitude et la vitesse de de l'avion (min = 40 cm)	1024 pixels x résolution spatiale

2.1.1.3 Les spectromètres imageurs

Il s'agit de la nouvelle génération d'instruments de type commercial. Le spectre électromagnétique est enregistré, dans l'étendue 0,4 - 1,1 μm , sur un détecteur multibande comprenant de 20 à 500 canaux (bandes spectrales) individuels. Ceci donne la possibilité d'obtenir une résolution spectrale très fine de 1,4 nm, au lieu de 100 nm (0,1 μm) pour la majorité des systèmes imageurs plus anciens comme le *LANDSAT MSS*. Cela permet effectivement une meilleure compréhension des propriétés optiques inhérentes aux composantes qui co-existent dans l'eau et forcément une connaissance plus approfondie du milieu aquatique.

Ces instruments sont actuellement installés sur une plate-forme aéroportée. On retrouve entre autre le *CASI* (Compact Airborne Spectrographic Imager) et le *FLI* (Fluorescent Line Imager). Avec ces deux capteurs, de nouvelles avenues de recherche et d'application sont envisagées. Le tableau 2.3 résume les principales caractéristiques des ces deux systèmes. En ce sens, une revue plus détaillée a été faite par ROYER *et al* (1989).



Tableau 2.3

CARACTÉRISTIQUES DES CAPTEURS AÉROPORTÉS CASI ET FLI

(tiré de O'NEIL, 1989)

SYSTÈMES	NOMBRE DE PIXELS		RÉSOLUTION		ÉTENDUE	
	SPECTRAL	SPATIAL	SPECTRALE (nm)	SPATIALE (mrad)	SPECTRALE (nm)	SPATIALE (degré)
FLI						
MODE SPECTRAL	288	8 X 5	2,5	1,3	430 - 800	± 7 X 5
MODE SPATIAL	8	385 X 5	7,25	1,3		
CASI	288 ⁽¹⁾	5 ⁽¹⁾	1,6	1,3	450 - 900	30

⁽¹⁾ produit du nombre de pixels spatiaux fois le nombre de pixels spectraux doit être inférieur à 1 600.

2.1.2 LES INSTRUMENTS DE SURVEILLANCE ACTIFS

Les instruments de surveillance actifs ont la particularité d'envoyer leur propre faisceau d'énergie et de mesurer le signal de retour. Les propriétés du rayonnement rétrodiffusé vers le capteur sont déduites par le délai de temps en fonction de la pulsation d'origine, de la fluorescence de la lumière, etc. En télédétection de la qualité de l'eau, les techniques actuelles sont principalement passives, mais les techniques actives deviennent de plus en plus intéressantes en raison de leur sélectivité. Il y a deux principales techniques actives ; (a) le *radar* qui utilise les micro-ondes (1 mm - 10 cm) pour irradier les cibles étudiées et (b) le *Lidar* qui utilise un faisceau laser. Ils sont tous les deux opérationnels la nuit comme le jour et même dans des conditions météorologiques nuageuses.

2.1.2.1 Le radar

Le fonctionnement de cet instrument consiste en une pulsation de micro-ondes émise vers une cible. L'énergie, la polarisation, la forme et le délai de temps de cette pulsation sont mesurés à son retour à l'instrument. Il y a quatre (4) types d'appareil à ce jour. Il y a l'altimètre, le scatteromètre, le *ROS* (Radar à Overture Synthétique) et le *RVL* (Radar à Visée Latéral).

Parmi les instrument ci-haut mentionnés, le *ROS* est le plus fréquemment utilisé. Le Centre Canadien de Télédétection (*CCT*), un organisme du ministère fédéral Energie, Mines et Ressources (*EMR*) est responsable de l'opération de cet appareil qui est installé sur une plate-forme aéroportée (avion de type *Convair*). Ce capteur produit des images à résolution spatiale fine. En 1994, le Canada lancera son tout premier satellite à des fins strictes de télédétection des ressources naturelles, le *RADARSAT*, qui devrait fournir une résolution spatiale de 28 mètres.



2.1.2.2 *Le Lidar*

Un faisceau de lumière laser de haute intensité est pointé vers le territoire à l'étude. La pulsation de retour est mesurée. L'usage de ce nouvel appareil, quoique restreint jusqu'à maintenant, croîtra dans le futur en raison du fait qu'il est très spécifique dans sa mesure. L'étroitesse des bandes spectrales permet de capter l'information strictement relative aux paramètres d'intérêt. Par ses caractéristiques propres à la fluorescence, le *Lidar* s'annonce comme un outil fort utile dans l'identification de la chlorophylle dans l'eau; cet appareil capte la réponse de la chlorophylle à une stimulation (DOLGIN et KHMEL'NITSKII 1984)

2.2 **La résolution et les plates-formes**

En télédétection, la résolution peut s'appliquer dans trois (3) contextes :

- la *résolution spatiale* fait référence au plus petit objet pouvant être vu en utilisant un instrument donné. Il s'agit en fait de la dimension (en mètre) du pixel (élément d'image) au sol. Ceci est habituellement déterminé par le type d'instrument et par la hauteur de la plate-forme (sauf pour les capteurs micro-onde actifs). La résolution spatiale doit s'ajuster aux besoins des ressources étudiées, en termes de détection, d'identification et d'analyse. La détection détermine si un objet est présent ou absent. L'identification est possible lorsqu'il y a suffisamment d'information disponible à partir des données de télédétection pour identifier un objet. Pour passer de la détection à l'identification, la résolution spatiale doit se raffiner par un facteur de trois (3), et une amélioration subséquente par un facteur de dix (10) est nécessaire pour aller jusqu'à l'analyse (COLWELL 1983).

Puisque le contenu en information d'une image de télédétection est dépendant de la résolution, il existe un compromis entre les niveaux de résolution spatiale. Une très haute résolution spatiale fourni de petites zones d'observation, mais les patterns



régionaux sont difficiles à cerner. A l'inverse, une résolution spatiale grossière (faible) permet de caractériser ces patterns sauf qu'il y a une perte de détail.

- la *résolution spectrale* d'un instrument de télédétection est déterminée par la largeur des bandes spectrales (canaux) utilisées. Une largeur de bande étroite définit une résolution spectrale élevée, qui permet d'obtenir une signature spectrale plus précise et de mieux caractériser les objets ou phénomènes analysés. Les systèmes d'acquisition d'images de télédétection installés à bord de satellite sont caractérisés par des bandes spectrales assez larges. Selon les applications, certains phénomènes doivent être étudiés avec des capteurs dotés de bandes spectrales beaucoup plus étroites telles que celles fournies par le radiomètre multispectral *MEIS-II* et le spectromètre *CASI*.

- la *résolution radiométrique* fait référence au nombre discernable des valeurs discrètes de brillance appelée étendue dynamique. Il s'agit de la sensibilité du capteur à enregistrer l'énergie en provenance des cibles mesurées. La plupart des capteurs actuels ont une résolution radiométrique de 8-bits ou 256 niveaux de d'intensité.

- la *résolution temporelle* consiste en la fréquence d'acquisition de données au-dessus d'un même territoire afin de vérifier si le phénomène observé a subi des changements ou non (ex : suivi des récoltes). *LANDSAT (TM)*, par exemple, survol d'un même secteur à tous les 16 jours.

2.3 Les paramètres de la qualité de l'eau mesurables par la télédétection

Il y a toute une variété de paramètres de qualité de l'eau qui peuvent être mesurés lors de l'échantillonnage sur le terrain. Parmi ces paramètres, seul ceux qui ont la caractéristique d'affecter les propriétés optiques des eaux de surface, directement ou par l'entremise d'une autre substance, peuvent être corrélés avec des données de



téledétection (VERDIN 1985). Plusieurs des techniques et des instruments, précédemment cités, peuvent mesurer les mêmes composantes, sauf que la précision des valeurs obtenues diffère d'une technique ou d'un instrument à l'autre (HILTON 1984).

Quelques mesures sont dites de premier-ordre, c'est-à-dire que le signal détecté (image) est directement affecté par la composante d'intérêt dans le milieu aquatique. Les autres mesures sont de second-ordre du fait que la concentration est déduite du signal détecté après certaines manipulations sur ordinateur (algorithmes mathématiques); cette concentration covarie avec un paramètre de premier-ordre.

Le tableau 2.4 compile, selon quatre (4) catégories, les principaux paramètres ou composantes de la qualité de l'eau mesurés par les instruments décrits dans la section précédente. Seuls les paramètres ayant un lien directe avec notre étude sont détaillés et par surcroit seulement ceux qui sont mesurés avec les capteurs utilisés dans ce projet, c'est-à-dire opérant dans les parties visible et proche infrarouge (VIR), soit les capteurs satellitaires *LANDSAT TM* et *SPOT (HRV)*, et le capteur aéroporté *MEIS- II*



Tableau 2.4

SOMMAIRE DES PRINCIPAUX PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU ET DES INSTRUMENTS D'ACQUISITION DE DONNÉES DE TÉLÉDÉTECTION

(tiré de HILTON, 1984)
(suite)

	Photographie	Spectroradiomètre	Radiomètre multispectral à balayage	Infrarouge thermique	Radiomètre micro-ondes passif	Altimètre	Scatteromètre	ROS	RVL	LIDAR
MESURES PHYSIQUES										
.1	Température			x	x					x
.2	Vitesse du vent à la surface de l'eau				x		x			
.3	Direction du vent à la surface de l'eau						x			
.4	Hauteur des vagues					x				
.5	Direction des vagues							x		
.6	Longueur des vagues							x	x	
.7	Fréquence spatiale des vagues								x	x
.8	Circulation de l'eau	x	x		x				x	x
.9	Bathymétrie	x	x							x
.10	Détection des lacs	x	x					x		

2.3.1 PARAMÈTRES LIÉS À LA BIOLOGIE

2.3.1.1 *Suivi des macrophytes*

Les macrophytes font référence aux plantes aquatiques. Il s'agit de producteurs dits primaires. Comparativement aux algues microscopiques (section 2.3.3), les plantes ont une structure et des caractéristiques biochimiques plus claires. Parmi ces plantes, il y a les algues. On retrouve les algues dans un large éventail de formes, de dimension, et de rôles écologiques. En eau douce, il y a une très grande variété d'algues. De fait, elles constituent un élément majeur qui déterminent le niveau auquel l'énergie radiante est transférée aux autres organismes. En fonction des capacités de la télédétection à différencier les types d'algues, quatre principaux types d'algues sont étudiés; les algues vertes, jaune-vert et brun doré, brunes et rouges.

Les algues vertes (*chlorophyta*) sont très répandues et on les retrouve dans une variété de formes. Les algues vertes rencontrées sur le terrain, notamment à Varennes, sont de type *Ulva lactuca*. Ces algues sont de forme tubulaire. Les algues jaune-vert, brun doré et les diatomées (*chrysophyta*) constituent un assemblage hétérogène formé de plusieurs composantes, dont la chlorophylle *a* (*chlado-phéra*) et la chlorophylle *c* (algues brun doré). Ces algues sont souvent considérées comme les plus productrices au niveau de la photosynthèse.

Les algues brunes (*phaeophyta*) sont des plantes robustes habituellement accrochées aux pierres. Les pigments de phaéophytine incluent la chlorophylle (*a* et *c*) et le fucoxanthine, cette dernière donnant la couleur caractéristique à l'algue.

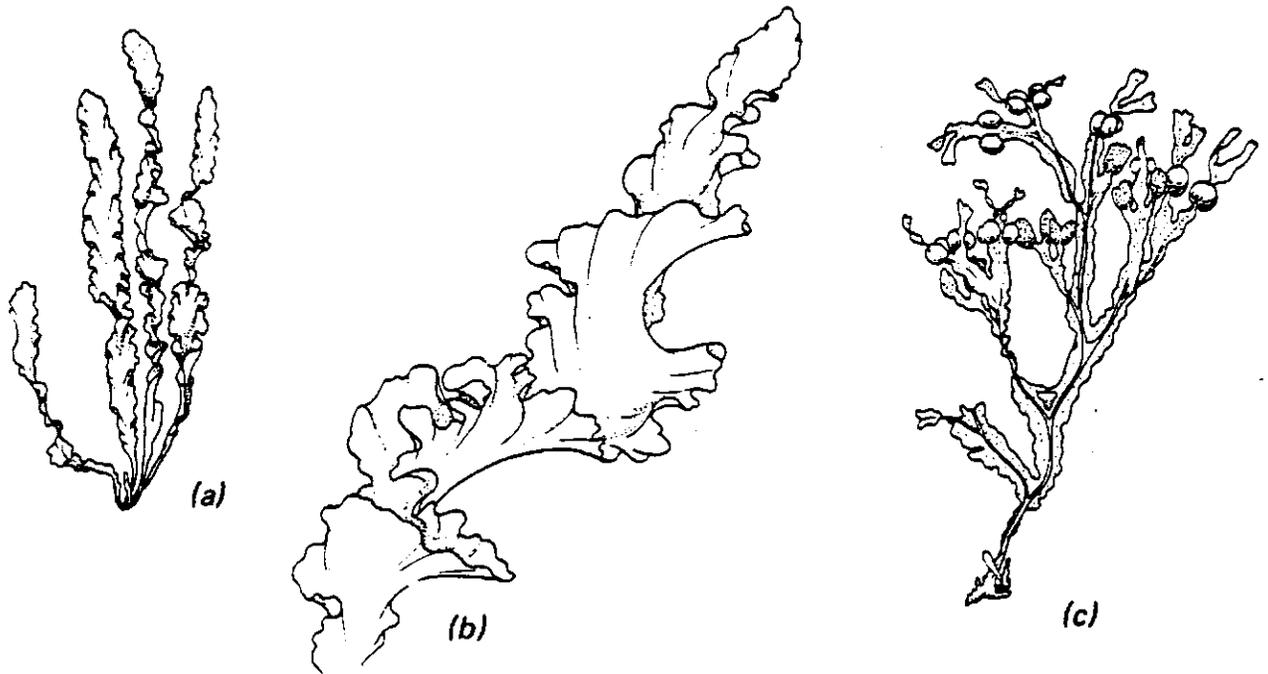
Les algues rouges (*rhodophyta*) sont typiquement marines. Elles sont donc hors contexte dans le présent projet.



L'ensemble des macrophytes enracinés, qui sont mentionnés précédemment, sont habituellement restreints aux eaux peu profondes comme près de l'embouchure du ruisseau de la Commune dans le secteur *CUM-Varenes* (figure 2.4). De plus, elles sont suffisamment grandes pour atteindre la surface de l'eau. Ces algues peuvent trouver des nutriments dans les sédiments ou dans l'eau (RAMADE 1979).

La photographie aérienne constitue une technique utile pour obtenir de l'information sur les macrophytes (LINK et LONG, 1977). L'infrarouge fausse couleur permet de bien estimer l'étendue spatiale des plantes émergentes. D'autre part, l'identification des espèces peut être réalisée en utilisant la couleur et la texture des images. La présence de la végétation peut être évaluée jusqu'à une certaine profondeur en raison de la pénétration de la lumière. Dans des conditions d'eau turbide, cette estimation est plus difficile (JENSEN *et al.*, 1979). Il est évident qu'un certain nombre de points de contrôle sur le terrain sont nécessaires pour valider les relations [paramètre-réflectance].





Algues vertes et brunes: a) *entremorpha linza*; b) *ulva lactuca*; c) *fucus vesiculosus*
(tirée de REID, WOOD, 1976)

FIGURE 2.4

Les radiomètres multispectraux à balayage, montés à bord de satellites, sont plus appropriés pour des recherches en milieu estuarien (très grande dimension du territoire étudié) en raison de la résolution spatiale plus faible. Plusieurs études ont été réalisées (KHORRAM *et al.* 1985; VERDIN *et al.* 1985)).

Les travaux de SAVASTANO *et al.* (1984) et l'étude récente menée par GRENIER (1987) ont démontrée la très grande utilité du capteur aéroporté *MEIS-II* dans la cartographie quantitative de la végétation submergée (macrophytes marins). D'autre part, les résultats des études réalisées par GRENIER *et al.* (1987) sont prometteurs à la fois pour distinguer les espèces, mais également pour estimer la productivité.

Des pulsations émises du *Lidar*, à 685 nm, permettent de reconnaître les algues selon les quatre regroupements précédemment mentionnés, soit les algues vertes, jaune-vert, brun doré, brunes et rouges.

2.3.1.2 *La distribution des algues (chlorophylle a)*

Dans la majorité des communautés aquatiques, les algues microscopiques sont particulièrement importantes puisqu'elles sont à la base de la chaîne alimentaire aquatique. La mesure de la concentration de la chlorophylle *a* (le pigment vert des plantes) est un indice des changements de la biomasse du phytoplancton et par conséquent on peut évaluer l'impact sur la propriétés optiques d'un plan d'eau. Dans ce sens, le pigment de la chlorophylle *b* persiste plus longtemps après la mort de l'organisme (HARDY *et al.* 1981)



Des modifications des conditions environnementales liées à l'augmentation des algues peuvent résulter en une augmentation de la turbidité. La figure 2.5 illustre très bien qu'à mesure que les apports en nutriments s'accroissent (ex: le phosphore), il y a augmentation de la chlorophylle *a*, en raison de l'augmentation des algues bleu-vert (*cyanophyceae*). D'après les travaux de VOLLENWEIDER et KERKES (1980), la production primaire, en termes de paramètre de biomasse, devrait être reliée aux concentrations de phosphore dans l'eau selon l'équation suivante:

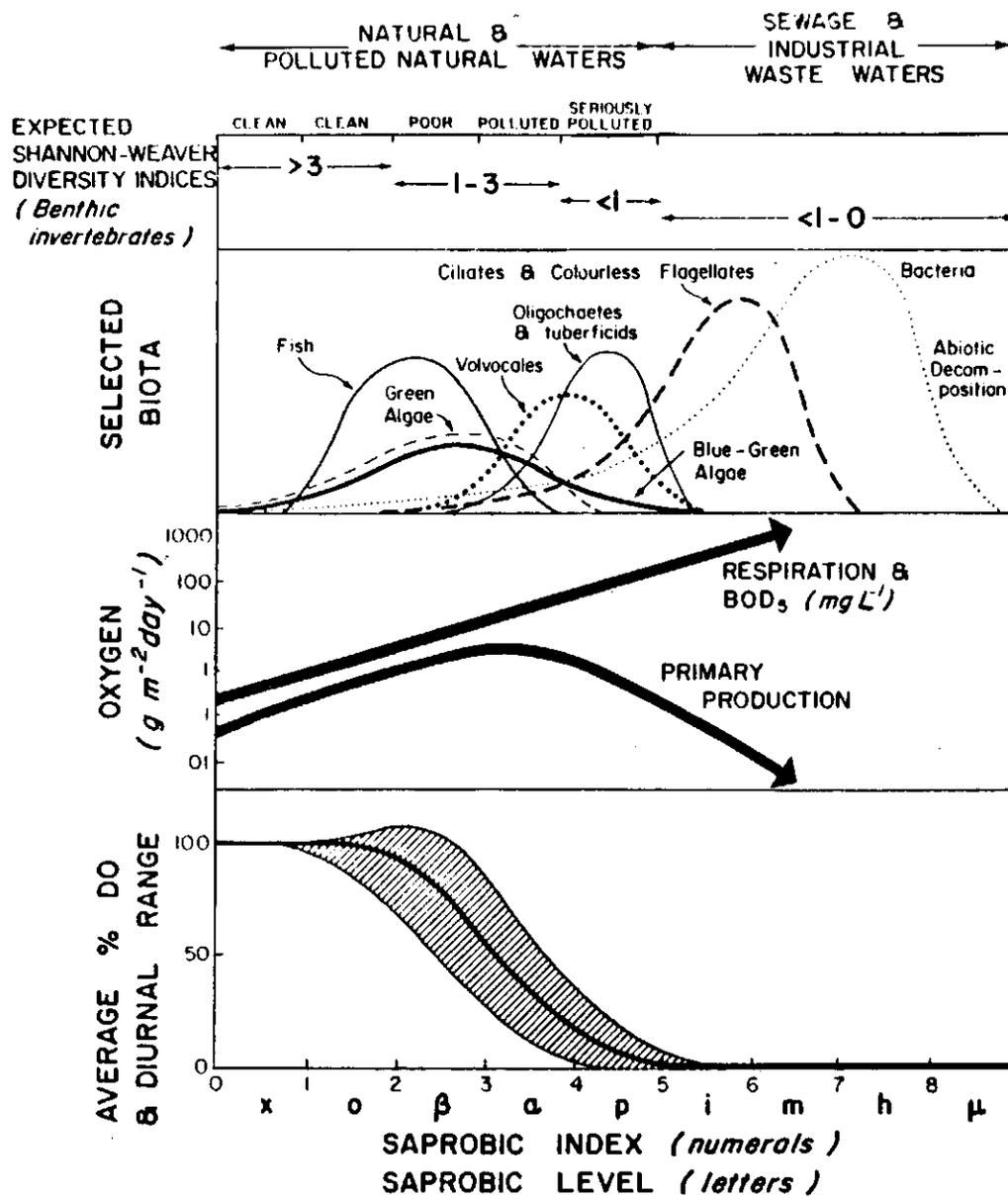
$$\text{chlorophylle } a \text{ moyenne} = 0,37 \left(\left(P_i / (1 + t_w^{0,5}) \right)^{0,91} \right)$$

où P_i est la charge en phosphore (dissous et en suspension) et t_w est le temps de résidence moyen de l'eau. De plus, on note une diminution du nombre des espèces avec l'augmentation de la concentration de la chlorophylle *a* (WELCH, 1980).

La figure 2.6 illustre un phénomène important; les masses d'eau avec une faible concentration de chlorophylle *a* montrent une réflectance volumique prononcée dans les longueurs d'onde bleue du spectre, et une réflectance volumique minimale dans les longueurs d'onde rouge. La matière organique dissoute, attribuable surtout aux produits de décomposition des végétaux tels les substances humiques, les tanins et les lignines, réduit très fortement la transmission de la lumière dans le milieu aquatique.

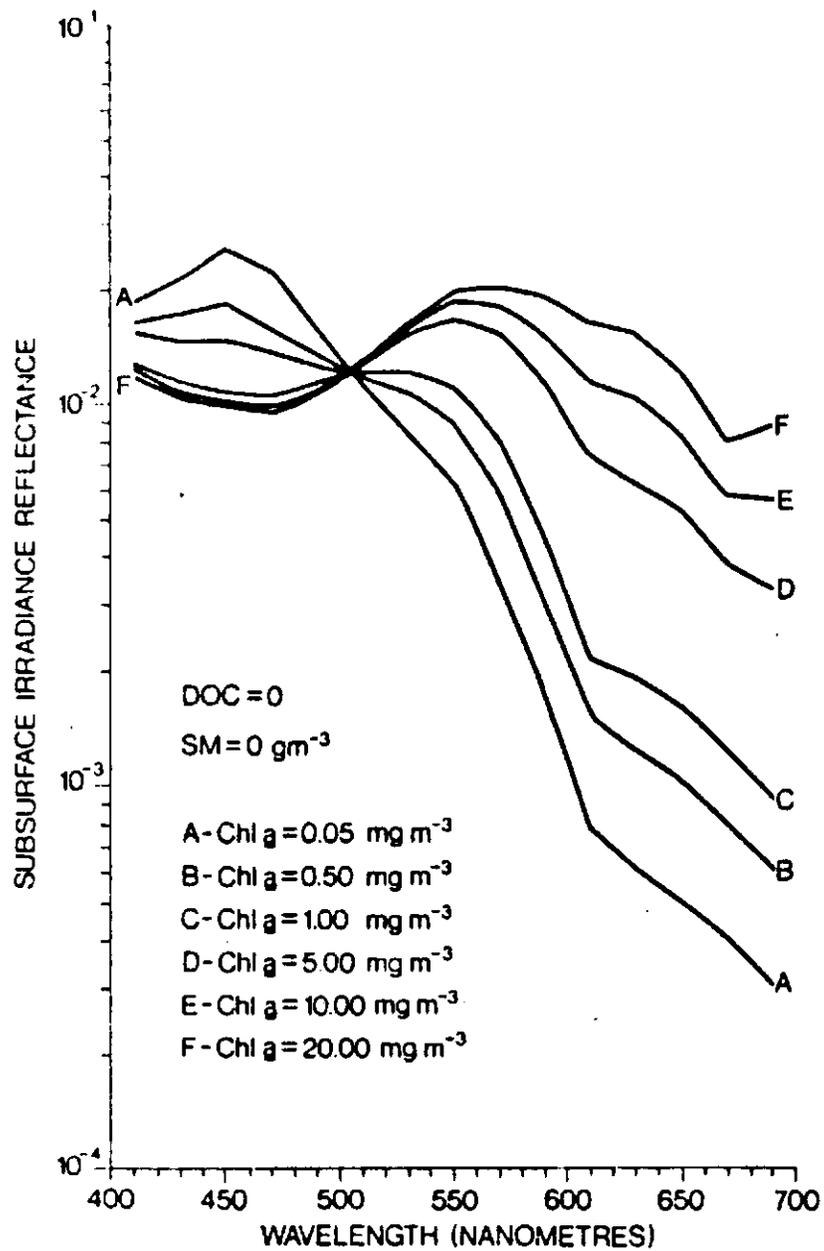
Le capteur multispectral *LANDSAT MSS* a été longtemps utilisé pour obtenir des valeurs de chlorophylle *a* suffisamment précise malgré la résolution spectrale limitée (KHORRAM et CHESHIRE 1985; FERRARI *et al* 1984; KUSUMOWIDAGDO 1985; VERDIN 1985; JOHNSON *et al* 1980). Les capteurs *LANDSAT TM* et *CZCS* sont plus appropriés pour évaluer des valeurs de chlorophylle *a* (HORN et MORRISSEY 1984; ARANUVACHAPUN *et al* Perry 1981). GOWER *et al* (1984) ont réalisé une étude fort intéressante portant sur l'analyse du contenu en information de différentes étendues spectrales pour faire l'estimation globale de la chlorophylle.





Quelques caractéristiques générales des eaux à différents niveaux saprobiques
 (tirée de WELCH, 1980)

FIGURE 2.5



Spectre de la réflectance sous la surface pour différentes concentrations de chlorophylle *a* dans des masses d'eau pour lesquelles les concentrations de solides en suspension et de carbone organique sont maintenues à zéro (tirée de BUKATA, 1983)

FIGURE 2.6

Avec le développement du radiomètre multispectral (ex: *MEIS*) et du spectroradiomètre (ex: *CAS*), il est possible de mesurer ce paramètre plus précisément notamment en raison d'une résolution spectrale beaucoup plus fine (plus près du phénomène) et d'une résolution spatiale accrue.

La principale méthode utilisée est la régression qui prend les données terrain et les corréle avec les bandes spectrales aux pixels correspondant à l'emplacement des sites d'échantillonnage dans le milieu. Des régressions simples et multiples, sont faites à partir des bandes spectrales originales ou des combinaison de ces bandes (ex: rapport de bande vert/bleu). Ces régressions peuvent être linéaire, log-linéaire, log-log, de puissance, etc. (RITCHIE *et al* 1987; CURRAN et WILKINSON 1985; KHORRAM *et al* 1986; LILLESAND *et al* 1983; CURRAN et HAY 1986).

En télédétection active, le *Lidar* utilise une pulsation laser à 532 nm pour exciter la fluorescence des populations d'algues (HOGE et SWIFT 1981). Ce faisceau peut également exciter la fluorescence des composés organiques dissous (ex: humiques). Cette technique est très spécifique dans sa mesure et est indépendante de la turbidité après correction de la profondeur de pénétration, ce qui la rend très avantageuse.

2.3.1.3 Les espèces d'algues

Les algues se retrouvent en de nombreuses populations qui se distinguent par les niveaux d'organisation et par le mode de nutrition (REID *et al.* 1984). Chacune de ces populations ont des habilités pour la photosynthèse qui diffèrent subtilement de sorte qu'on doit s'attendre à ce qu'il soit difficile de différencier ces populations par télédétection.

Avec le radiomètre multispectral, peu d'études ont été menées relativement à cet aspect. Les capteurs satellitaires *LANDSAT* et *SPOT* ne peuvent pas différencier le mélange des signatures spectrales provenant des différentes populations d'algues.



Ces données-image peuvent à tout le moins aider à définir de meilleures stratégies d'échantillonnage.

L'utilisation de radiomètres dotées d'un plus grand nombre de bandes spectrales (ex: *MEIS* et *CAS*) permet justement de saisir cette variabilité de la réflectance (DEKKER, 1989). Les études de FARMER *et al.* (1981) ont permis d'atteindre une bonne compréhension de la dynamique complexe des phytoplanctons. Malgré cela, il reste beaucoup à faire avant que la télédétection puisse atteindre un niveau de précision suffisant pour discriminer les espèces.

2.3.2 LES PARAMÈTRES LIÉS À LA CHIMIE ET À QUALITÉ DE L'EAU

2.3.2.1 *La turbidité*

La turbidité est un paramètre dont la définition a souvent porté à confusion. Les termes solides en suspension, turbidité, solides inorganiques et profondeur du disque de *Secchi* ont été utilisés dans différents contextes tout en signifiant sensiblement la même chose (HILTON 1984). Dans le présent rapport, la turbidité décrit la clareté de l'eau et comprend des composantes d'algues microscopiques, de particules inorganiques et de couleur.

Lorsque l'énergie lumineuse atteint la surface de l'eau, une certaine proportion est réfléchiée, une partie est absorbée et le reste est transmise à travers l'eau. L'accroissement de la turbidité signifie que moins d'énergie est transmise à travers l'eau de sorte que plus d'énergie est réfléchiée ou absorbée. L'effet majeur est une augmentation de la réflexion. Les régions plus turbides apparaissent dans des teintes plus claires dans une image acquise par télédétection.

Une évaluation qualitative de la tubidité peut se faire à partir de la photographie aérienne noir et blanc ou en couleur.

Une information à la fois qualitative et quantitative peut cependant être obtenue à l'aide des spectroradiomètres. Les travaux de MERRY (1981) confirment que les sources de la turbidité peuvent être déduites des signatures spectrales dans l'intervalle [420-910 nm].

De nombreuses études, utilisant les radiomètres multispectraux, ont été menées pour mesurer la turbidité (KHORRAM et CHESHIRE 1985; VERDIN 1985; CARPENTER et CARPENTER 1983; MERRY *et al* 1988; MIDDLETON et MUNDAY 1980). Différentes méthodes ont été utilisées avec succès, tel le rapport de bandes.

D'autre part, la rétrodiffusion mesurée par le système actif *Lidar* peut être corréllée avec la turbidité de l'eau. Cette technique est fort prometteuse car elle permet d'obtenir une information tridimensionnelle du fait que la profondeur d'un signal de retour se mesure par le délai de temps entre l'émission et la réception du faisceau lumineux (EXTON et HOUGHTON, 1981)

2.3.2.2 *Les solides en suspension*

Les particules polluantes en suspension varient considérablement en composition, que ce soit de la matière organique provenant notamment des plantes ou des substances inorganiques tels le sable, le silt et l'argile qui dérivent souvent d'opérations industrielles. Dans l'actuel projet, les solides en suspension réfèrent aux substances inorganiques.

Les particules en suspension (ex: le silt) constituent une composante naturelle des cours d'eau, des estuaires et des océans. Les concentrations varient de milliers de parties par million jusqu'à de très faibles concentrations. Les sédiments en suspension originent des eaux de ruissellement ou par la remise en suspension des sédiments du fond.

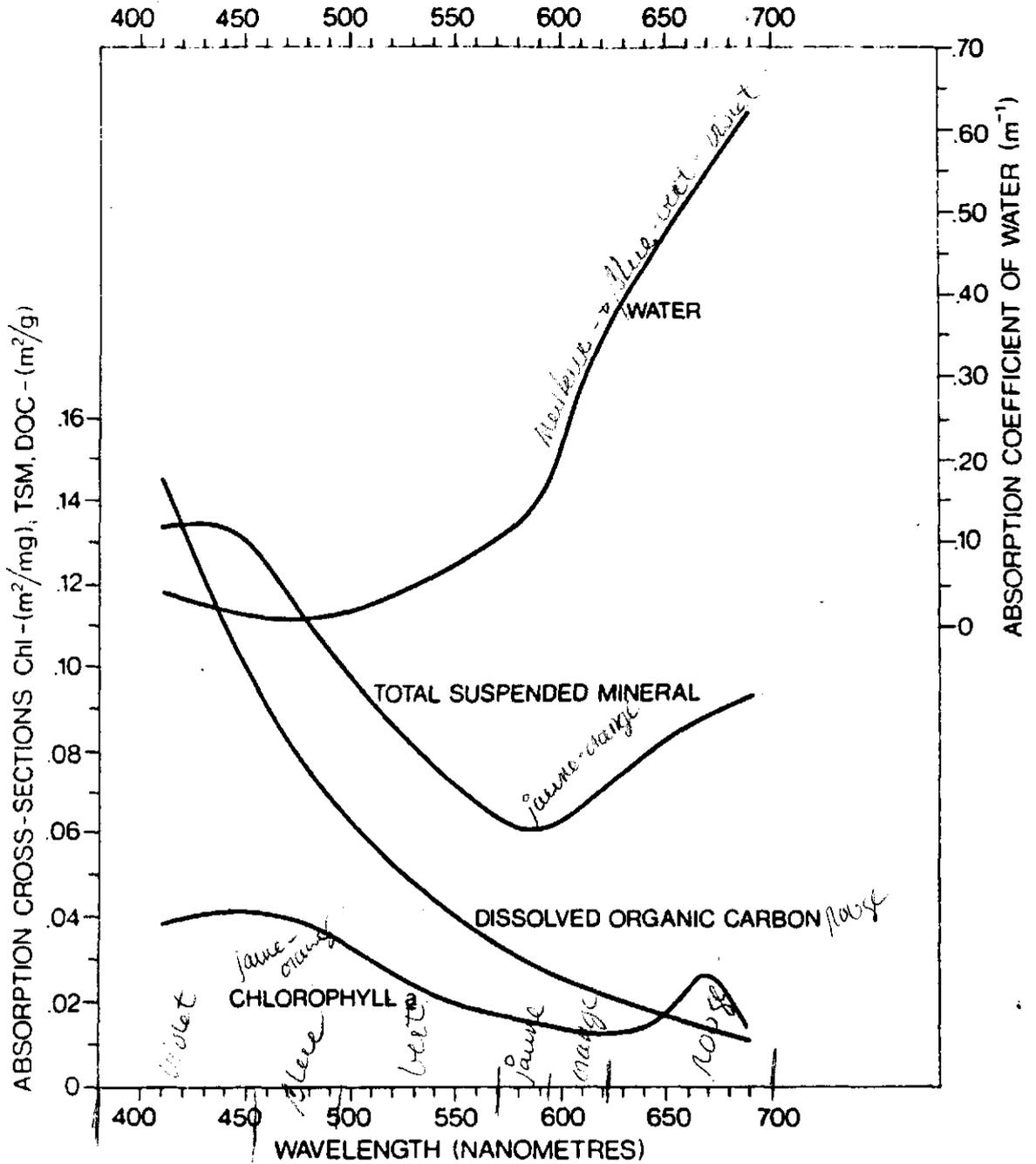


Ce paramètre est défini en terme d'analyse gravimétrique, différemment de la turbidité dont la mesure s'effectue par néphélogéométrie. Les solides en suspension peuvent avoir des effets largement similaires aux toxiques dans les écosystème aquatique. En effet, les plantes montrent une certaine décroissance de leur production en raison de la réduction de la pénétration de la lumière (I) selon la relation suivante :

$$I = I_0 e^{-kCL}$$

où I_0 est l'intensité lumineuse juste sous la surface de l'eau, k est un coefficient d'extinction pour les solides en suspension, C la concentration des solides en suspension, et L la longueur de parcours de la lumière. Il est reconnu que le "peak" de transmission dans l'eau est déplacé de la région bleue à la région verte du spectre à mesure que la concentration des particules en suspension augmente (WETZEL 1983). Cette augmentation provoque évidemment une diminution majeure d'importants organismes. Ainsi, les solides en suspension et la chlorophylle a ont des effets sur la pénétration de la lumière dans l'eau. La figure 2.7 montre la signature spectrale de l'eau, des solides en suspension, de la chlorophylle a et du carbone organique dissous. On peut remarquer une certaine corrélation entre la signature des solides en suspension et celle de la chlorophylle a .





Sections transversales d'absorption pour la chlorophylle a , les solides en suspension et le carbone organique dissout (tirée de BUKATA, 1983)

FIGURE 2.7

La lumière est absorbée de façon majeure dans les couches superficielles d'un plan d'eau lorsque le contenu en solides en suspension est élevé. Par conséquent, il peut se développer une stratification thermique qui n'existe pas dans des eaux claires. L'isolation des eaux de fond peut causer l'appauvrissement en oxygène par les processus de respiration. Cependant, il a été établi qu'à faibles concentrations, les solides en suspension dans l'eau jouent un rôle presque négligeable dans l'absorption de la lumière.

Les solides inorganiques en suspension ont aussi certains effets de surface. Les cations et les anions de même que les composés organiques peuvent être adsorbés aux particules et fortement retenus. Les pesticides, les BPC et les métaux lourds affichent ce comportement de sorte que leurs effets biologiques sont modifiés. Ainsi, les eaux chargées en solides en suspension ont la capacité d'annihiler la biodisponibilité des substances toxiques.

Tout comme avec la turbidité, les solides en suspension ont été le sujet de nombreuses études avec le radiomètre multispectral *LANDSAT (MSS et TM)*. Une gamme de méthodes (rapport et différence de bandes) ont permis de développer des relations entre l'énergie captée et les concentrations de solides en suspension (KHORRAM et CHESHIRE 1985; LINDELL et KARLSSON 1986; HORN et MORRISSEY 1984; RITCHIE et COOPER 1988; WEN-YAO et KLEMAS 1988; WHITLOCK *et al* 1978; MERRY *et al* 1988 MCKIM et al 1984). La chromaticité, c'est-à-dire l'intensité dans une bande divisée par la somme des intensités des autres bandes, a été corrélée avec succès avec des concentrations de 0-1000 mg/l de solides en suspension (MUNDAY et ALFÖLDI 1979; HARDY et JEFFERIES 1981; BUKATA *et al* 1983, ALFÖLDI et MUNDAY 1978; MACFARLANE et ROBINSON 1984).



2.3.2.4 L'état trophique ou niveau d'eutrophisation

L'état trophique d'un plan d'eau dépend d'une variété de propriétés physiques, chimiques et biologiques. L'apport en phosphore (le facteur de croissance le plus critique) a un impact direct sur la croissance des plantes et forcément sur l'équilibre de l'écosystème. Comme on l'a vu précédemment, l'état trophique s'évalue selon une série de mesures primaires telles la chlorophylle *a*, la turbidité, etc. Cet indice est davantage relié à des lacs qu'à des cours d'eau comme le fleuve Saint-Laurent. Néanmoins, l'état trophique peut être estimé par la télédétection grâce à la technique de la régression multiple avec des rapports de bandes spectrales (infrarouge et vert) du radiomètre satellitaire *LANDSAT* (MCGARRIGLE et MURRAY, 1981). De plus, SMITH et ADDINGTON (1978) ont démontré les capacités des données *LANDSAT MSS* pour développer une classification du niveau trophique des plans d'eau.

Les radiomètres et les spectromètres installés sur plate-forme aéroportée sont évidemment plus puissants pour obtenir une mesure précise de l'état trophique (DEKKER, 1989)

A ce niveau, la couleur constitue un sous-paramètre qui aide à identifier les zones où l'état trophique d'un plan d'eau est affecté par des rejets (GORDON et MOREL 1983; 1987). En ce sens, les indices de chromaticité s'avèrent très utiles (ALFÖLDI et MUNDAY 1978, HARDY *et al* 1981, BUKATA *et al* 1983). MCCLUNEY (1976) insiste sur le fait que le "peak" du spectre de la couleur des eaux naturelles se déplace vers le rouge en région où la concentration du phytoplancton est élevée.



2.3.2.5 *Oxygène dissous*

Les travaux de DEUTSCH *et al.*(1979) révèlent que la télédétection peut être utilisée pour quantifier l'oxygène dissous. Des relations ont été établies entre des eaux de faible turbidité et l'oxygène dissous.

2.3.2.6 *Le pH*

Dans son étude, KISH (1981) rapporte qu'on peut déduire le pH à partir de mesure de turbidité dans les mélanges de type estuarien. Il s'agit aussi d'une mesure dite indirecte. Les changements de pH résultent d'autres changements qui prennent place dans le plan d'eau. Dans des régions où la covariance du pH avec les particules est élevée, le radiomètre multispectrale satellitaire *LANDSAT MSS* est capable de mesurer le pH et aussi la conductivité.

2.3.3 LES MESURES PHYSIQUES

Les mesures physiques font intervenir différents paramètres qui ne sont pas analysés dans la présente recherche, telles la température de l'eau, la vitesse des vents de surface, l'analyse des vagues (direction, longueur, fréquence, hauteur) et la bathymétrie. Fait à noter, ce sont les systèmes actifs qui semblent se distinguer comme instruments de mesure.



3.0 MÉTHODOLOGIE

Un des objectifs de cette étude est de fournir un certain standard dans l'approche à préconiser en vue d'accomplir le suivi du phénomène de la pollution dans l'écosystème aquatique à partir de données de télédétection. Il s'agit ici de détailler une séquence d'étapes successives, de la préparation de la campagne de terrain à la modélisation mathématique finale.

La méthodologie présentée dans la l'actuelle recherche comporte cinq (5) étapes majeures. La première consiste en une série de sept (7) sous-étapes préalables à l'acquisition des données. La deuxième étape concerne l'acquisition des données indispensables pour réaliser l'étude des phénomènes d'intérêts. La troisième étape fait référence à l'analyse des données *in situ* ; deux (2) campagnes de terrain ont été réalisées en concordance avec les survols aéroportés (*MEIS-II*) le 8 septembre 1988, et avec le passage satellitaire (*LANDSAT TM*) le 16 septembre 1988. La quatrième étape implique le traitement des données de télédétection. La dernière étape consiste en l'interprétation des résultats.

3.1 Etapes préparatoires / planification

L'ensemble des étapes préparatoires visent avant tout à bien articuler la démarche de recherche pour le projet à réaliser. Il y a sept (7) principales sous-étapes: (1) la définition du cadre et des objectifs de recherche, (2) la sélection des secteurs d'étude ainsi que la documentation relative, (3) la sélection de sites d'échantillonnage, (4) la sélection des paramètres de qualité de l'eau à mesurer sur le terrain, (5) la sélection des instruments ou appareils qui servent à capter les données de télédétection, (6) la sélection du moment ou de la période d'acquisition des données (*in situ* et de télédétection), et (7) la préparation de la campagne de terrain (organisation de l'échantillonnage et du passage des capteurs de télédétection).



3.1.2 SÉLECTION DES SECTEURS D'ÉTUDE ET DOCUMENTATION

La présente section concerne le choix des secteurs retenus pour effectuer notre recherche. Cette sélection est basée évidemment sur un certain nombre de critères; le niveau et la diversité de la pollution. Une fois les secteurs bien identifiés, il importe de les documenter adéquatement pour que les avenues de recherche soient définies le plus rapidement possible. Il est indispensable de bien documenter les secteurs retenus afin de disposer d'une connaissance qui sera utile dans l'interprétation des résultats par rapport au milieu (écosystème aquatique).

3.1.2.1 *Choix de secteurs représentatifs*

Pour que l'étude ait un impact remarqué auprès des intervenants impliqués dans le suivi de la qualité de l'eau du fleuve Saint-Laurent, nous avons choisi des secteurs industrialisés d'intérêt. Ainsi, les secteurs les plus représentatifs ont été retenus en accord avec les intérêts des chercheurs d'Environnement Canada impliqués dans le projet. Compte tenu des facteurs inhérents au processus d'acquisition des données de télédétection et au processus d'échantillonnage, le nombre de secteurs d'étude fut restreint à deux (2). De plus, considérant un des sous-objectifs de comparer la sensibilité des données (aéroportées et satellitaires), il a fallu évaluer différents scénarios de plan de vol pour l'acquisition des données aéroportées (section 3.1.7) afin d'optimiser leur utilisation dans le développement des modèles.

La pollution des eaux du fleuve Saint-Laurent est un phénomène qui sévit plus intensément dans le segment Cornwall-Québec. De fait, les industries et les agglomérations urbaines en bordure des grands lacs (province de l'Ontario, état du Michigan) et le long du fleuve Saint-Laurent (état de New-York et province de Québec) constituent les principales sources de rejets d'eaux usées qui affectent cet écosystème aquatique. De ce segment, le tronçon Cornwall/Trois-Rivières est particulièrement



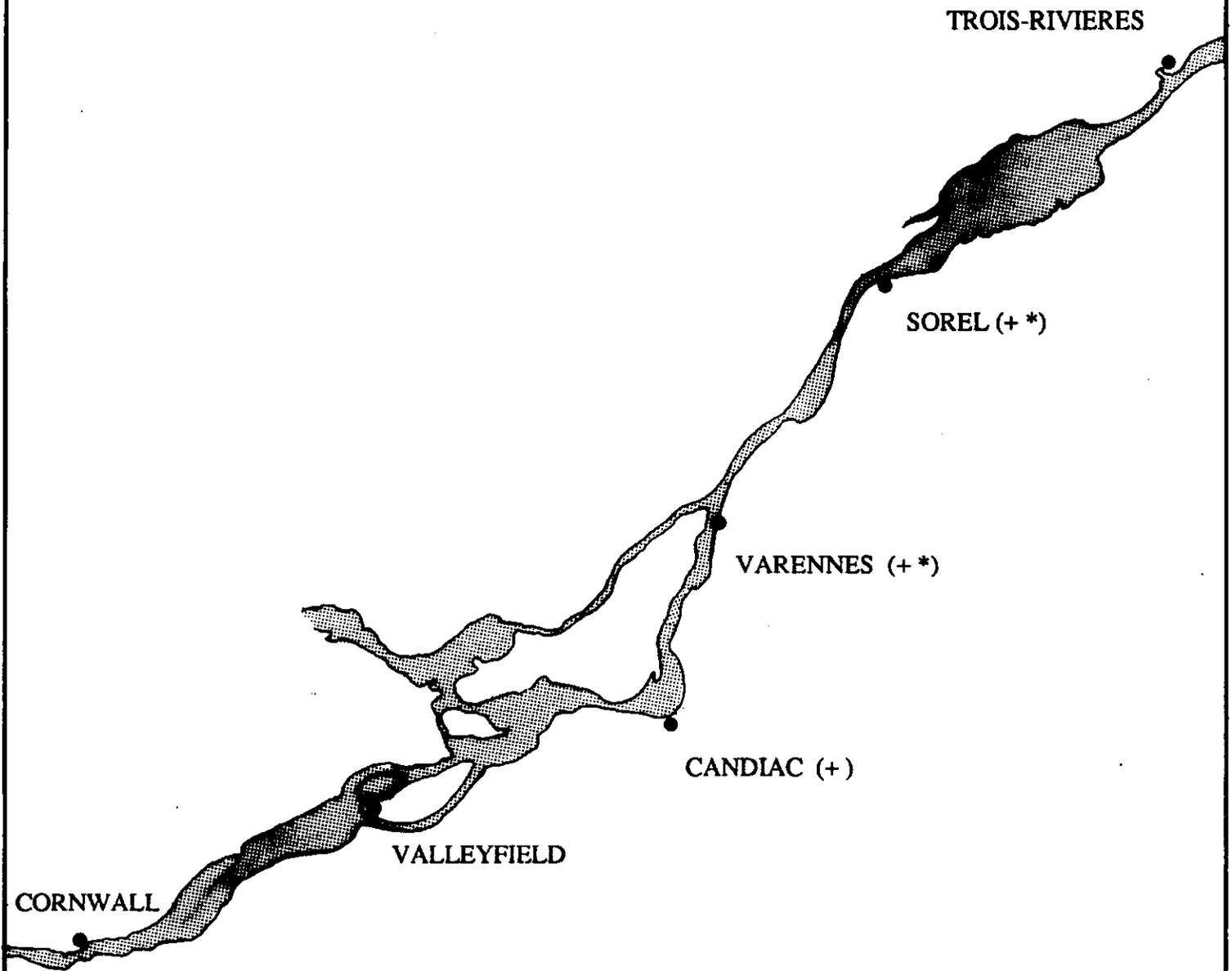
touché. Par conséquent, il est juste de concentrer le choix des secteurs d'intérêt le long de ce dernier.

À l'origine, quatre (4) secteurs ont été considérés; (1) à Valleyfield, (2) à Candiac, (3) à Varennes, et (4) à Sorel (**figure 3.1**). Dans un second temps, quatre (4) principaux critères ont guidé le choix des deux (2) secteurs d'étude. Le premier concerne la diversité des rejets des eaux usées (charge, débit, concentration). Le deuxième fait référence à la nature physico-chimique des rejets (organique, inorganique). Le troisième est relatif à l'origine des rejets (industrielle, domestique). Le quatrième concerne la position des émissaires dans le fleuve. Ainsi, le secteur de Valleyfield fut écarté du fait que la majorité des usines de l'endroit rejettent leurs eaux usées dans de petits tributaires (ruisseaux), de sorte qu'elles arrivent au fleuve dans un mélange plus difficile à analyser. Il restait donc trois(3) secteurs en liste. Un survol de reconnaissance suivant une altitude variant de 170 à 330 m, en présence d'un expert d'Environnement Canada, monsieur Claude Rivest, a permis de faire un choix plus éclairé. Le secteur de Candiac, à cause de la concentration de ses sources de pollution autour des activités de la papetière locale, et par la position du canal de la voie maritime, a dû être mis de côté. Ainsi, le secteur *CUM*-Varennes et le secteur de Sorel ont été retenus, notamment en raison de la diversité des apports qui permettront de vérifier l'efficacité de la télédétection pour des conditions très variables.



FIGURE 3.1

Localisation du tronçon du Fleuve Saint-Laurent
en vue du choix des secteurs d'études



* Site retenu comme secteur d'étude

+ Site retenu pour le survol de reconnaissance

Echelle: 1 000 000

3.1.2.2 *Documentation des secteurs d'étude*

Avant même d'amorcer le processus de la préparation de la campagne de terrain (échantillonnage et acquisition de données de télédétection), il est primordial de disposer de renseignements sur l'état de la pollution dans les secteurs d'étude. La collecte d'informations (historique), sur les secteurs retenus pour l'étude, se doit d'être effectuée avant tout auprès de tous les intervenants concernés par rapport au sujet de la recherche en cours. Il est donc important de disposer de documents relatifs à la description du milieu physique (écosystèmes aquatique et riverain, à l'identification des industries environnantes, et aux impacts connus sur le milieu aquatique. Les données météorologiques lors des survols aéroportés et du passage satellitaire sont importantes ainsi que les cartes bathymétriques et topographiques.

En vue de faire une première analyse visuelle et spatiale des secteurs d'étude, il s'est avéré très utile d'acquérir les photographies aériennes existantes, les plus récentes (1983). Ces photographies fournissent un premier aperçu de la dimension spatiale du phénomène étudié dans les secteurs d'intérêt. Elles constituent un document de base indispensable dans le choix (positionnement) des sites d'échantillonnage. En effet, la position des panaches des eaux usées relatives aux activités de la *Tioxide* et de la *QIT* est très apparente sur les photos noires et blanc. Par ailleurs, les fortes concentrations de sédiments en suspension se manifestent par des zones de teinte plus pale.

Le survol de reconnaissance au-dessus des secteurs *CUM*-Varenes et de Sorel, avec monsieur Claude Rivest d'Environnement Canada a permis entre autre d'obtenir d'importants renseignements sur la position des panaches de dispersion des eaux usées (ex: émissaire de la Communauté Urbaine de Montréal (*CUM*) à l'île aux Vaches, ou l'émissaire de la *Tioxide* à Sorel. L'expérience de a été très profitable dans la localisation des zones les plus affectées par la pollution. Ces informations ont également aidé à définir la position des sites d'échantillonnage dans le milieu



aquatique. De plus, cette envollée a permis de se familiariser avec le problème de la pollution du fleuve Saint-Laurent dans ces secteurs.

La collecte d'informations (historiques) pour les deux secteurs est importante. En effet, la connaissance exacte des industries et de leurs activités influencent le choix des paramètres de qualité de l'eau pour la caractérisation des eaux usées. Une rencontre avec des chercheurs d'Environnement Canada a permis de dégager les éléments distinctifs qui caractérisent la pollution pour le secteur de Sorel tout comme pour le secteur *CUM-Varenes*.

Une première visite sur le terrain a été réalisée le 27 août 1988. Au cours de cette première visite, les bouées ont été arrimées. Cette activité a entre autre permis d'évaluer rapidement l'état visuel et la dimension du phénomène de la pollution de l'écosystème aquatique dans les deux (2) secteurs.

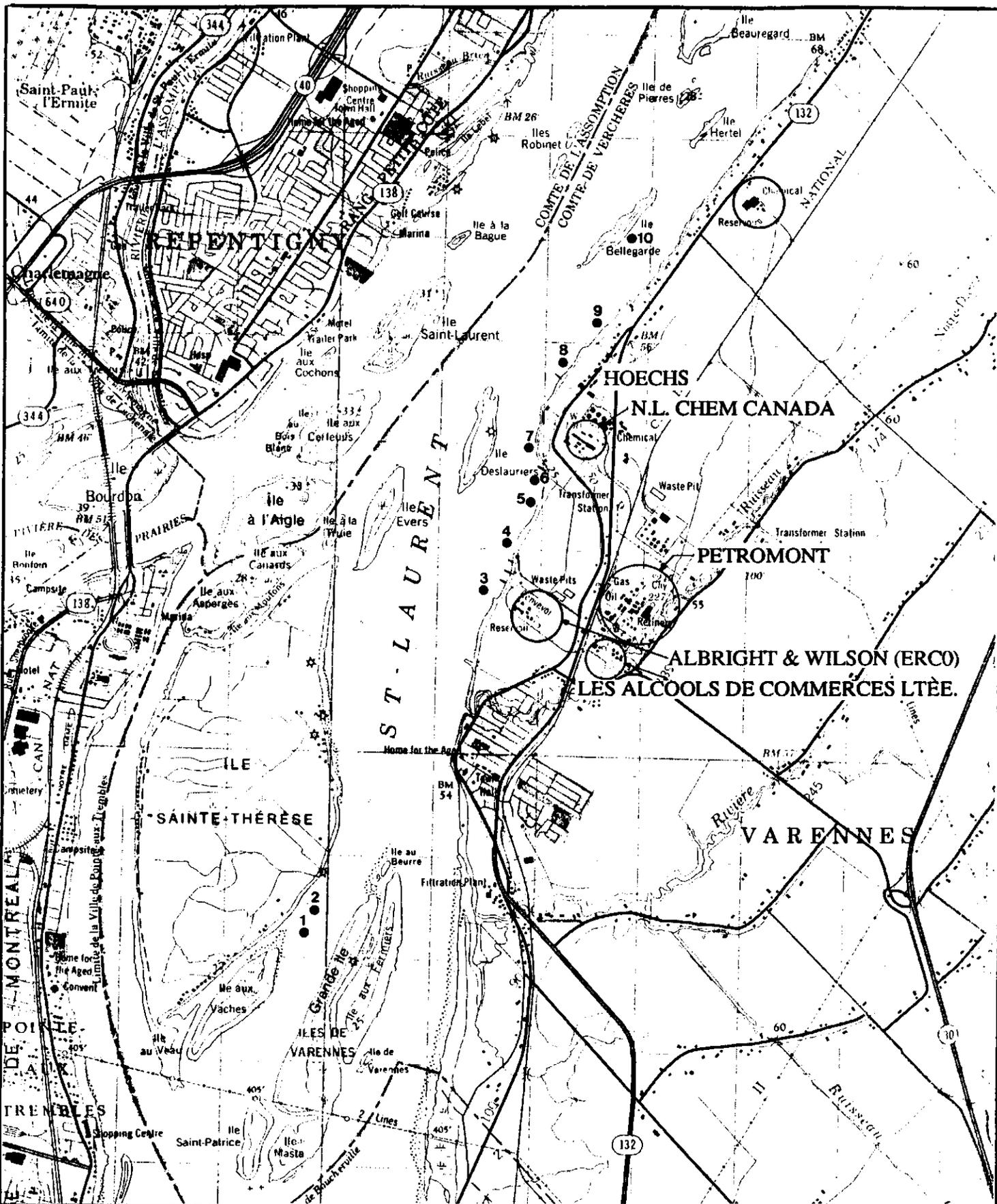
Secteur *CUM-Varenes*

Le secteur *CUM-Varenes* se divise en deux; il y a (1) la section autour de l'île aux Vaches, et (2) la section en aval de Varenes (**figure 3.2**). La section en aval de l'île aux Vaches a été retenue en raison de la présence de l'émissaire de la Communauté Urbaine de Montréal (*CUM*) (**figure 3.3**); les eaux usées y sont principalement d'origine domestique. Par ailleurs, la section en aval de Varenes est caractérisée par une activité industrielle intense. La présence de plusieurs sociétés industrielles oeuvrant dans les domaines de la chimie et de la pétrochimie, y est très évidente; il s'agit donc d'une section relativement marquée par la pollution. Cinq (5) industries, majeures qui d'ailleurs font partie des 50 industries prioritaires d'Environnement Canada (plan Saint-Laurent), sont établies dans le secteur:

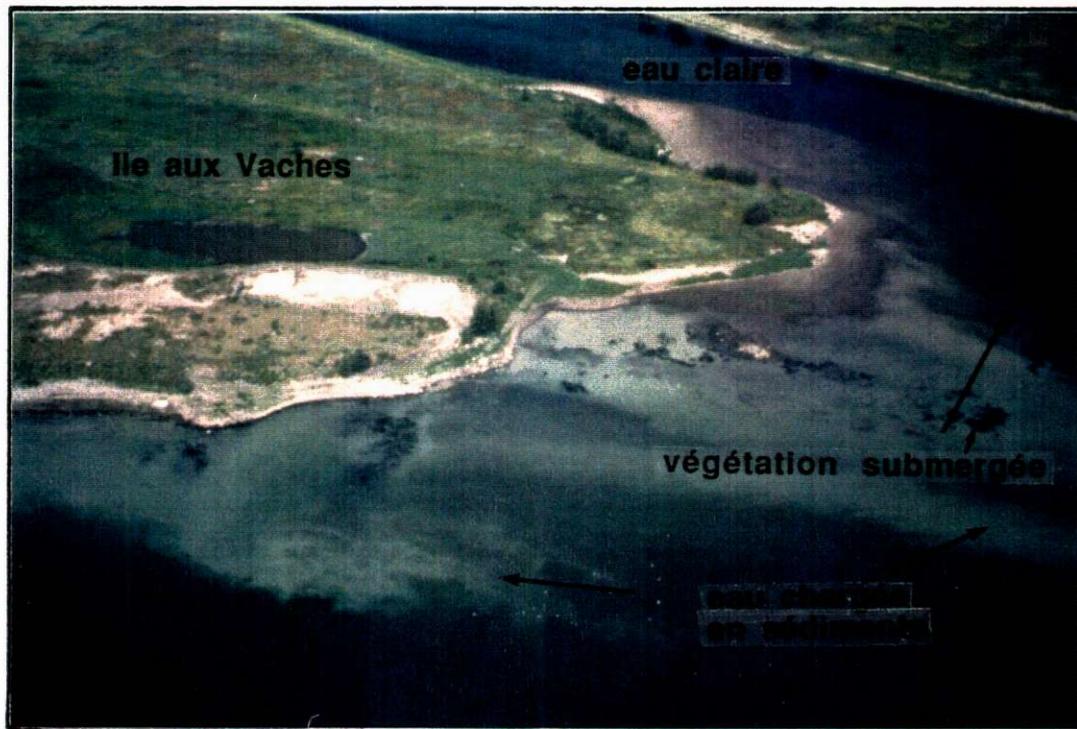
- *Hoescht*

- *N.L. Chem Canada* *





 <p>Aménatech inc. Division aménagement et environnement du Groupe-conseil S.M. inc.</p>	<p>PROJET MÉTHODE D'ÉVALUATION DE LA DISPERSION DES REJETS DES EAUX USÉES DANS LE FLEUVE SAINT-LAURENT PAR TÉLÉDÉTECTION</p>	<p>TITRE Localisation des sites, des principales industries environnantes et de leurs émissaires pour le secteur de CUM-Varennes</p>
<p>PROJÉTÉ PAR M. GARAND</p>	<p>APPROUVÉ PAR C. DUBÉ</p>	<p>DATE 17 MARS 1989</p>
<p>ÉCHELLE 1 : 50 000</p>	<p>REFFÉRENCE CARTE TOPO. 1/50000 31 H/11</p>	<p>FIGURE FIGURE 3.2</p>



Vue d'ensemble de l'extrémité ouest de l'île aux vaches, du secteur *CUM*-Varenes

FIGURE 3.3



Abondance de la végétation submergée autour d'un émissaire, près du site no 4 du secteur *CUM*-Varenes

FIGURE 3.4

- *Les Alcools de Commerce Ltée (anciennement CIP Commercial Alcohols)*
- *Albright & Wilson (Erco)*
- *Pétromont (anciennement Gulf Canada)*

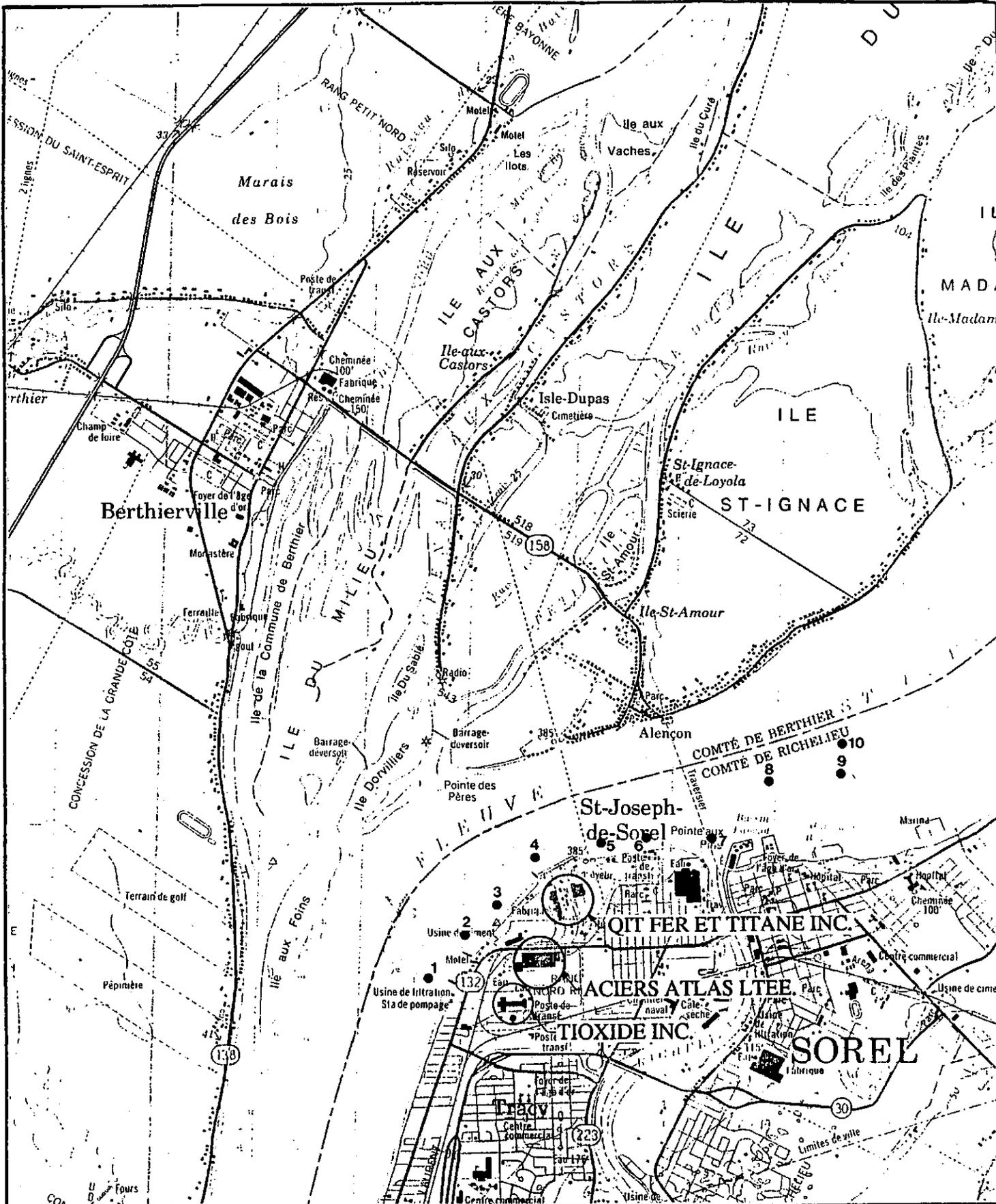
* parmi les dix (10) industries dont les charges (apports industriels) en substances contaminantes sont les plus élevées le long du fleuve Saint-Laurent (MALO et GOUIN 1977). Le rapport récent, réalisé par Aménatech et Environnement illimité (1989) décrit en détail la situation actuelle de ces industries et des polluants qui en originent.

Aux industries à vocation de chimie organique, le principal polluant est la matière organique. Aux industries à vocation de chimie inorganique (ex: Erco), quelques uns des principaux paramètres de pollution sont le fer, et les phosphates. Les industries pétrolières (ex: Pétromont) rejettent principalement de la matière organique, des composés phénoliques, de l'azote, des solides en suspension, des huiles et graisses et un certain nombre de métaux. (PINEAULT 1978). Les impacts les plus directs sur le milieu affectent les zones d'eau peu profonde du rivage où prolifère la végétation submergée (macrophytes). Les **figures 3.4 et 3.5** illustrent très bien ces effets sur l'écosystème aquatique. Une étude récente, réalisée pour le compte d'Environnement Canada dresse un bilan à jour de ces impacts sur le milieu, entre autre pour le secteurs CUM-Varenes (AMÉNATECH INC. et ENVIRONNEMENT ILLIMITÉ INC., mars 1989).

Secteur de Sorel

Le secteur de Sorel est caractérisé par la présence de sociétés industrielles du domaine de l'acierie (**figure 3.6**). Il y a quatre (4) industries majeures; les principaux métaux rejetés dans le fleuve sont associés à chacune.





 <p>Aménatech inc. Division aménagement et environnement du groupe-conseil S.M. inc.</p>	<p>PROJET MÉTHODE D'ÉVALUATION DE LA DISPERSION DES REJETS DES EAUX USÉES DANS LE FLEUVE SAINT-LAURENT PAR TÉLÉDÉTECTION</p>	<p>TITRE Localisation des sites, des principales industries environnantes et de leurs émissaires pour le secteur de Sorel</p>
<p>DESSINÉ PAR M. GARAND</p>	<p>APPROUVÉ PAR C. DUBÉ</p>	<p>DATE 17 MARS 1989</p>
<p>ÉCHELLE 1 : 50 000</p>	<p>RÉFÉRENCE CARTE TOPO. 1/50000 31 V3</p>	<p>FIGURE FIGURE 3.6</p>

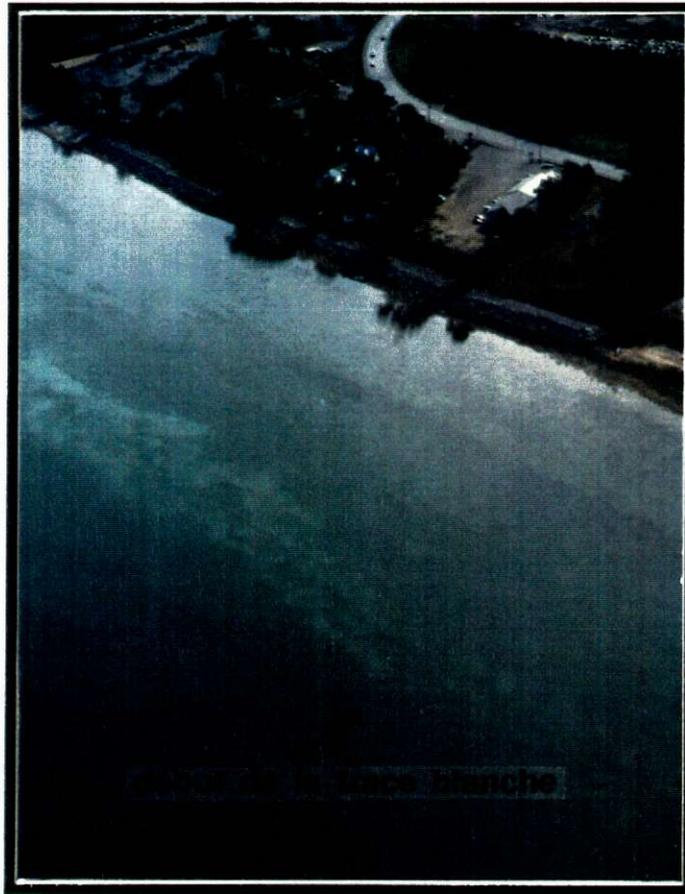
- *Tioxide inc.* * (Ni, Zn)
- *Aciers Atlas Ltée*
- *QIT Fer et Titane inc.* * (Solides en suspension, Cu, Pb, Zn, PO₄, Cr, Hg, Mn, Ni)
- *Crucible Steel* (Fe, Pb, Mn, Zn)

* parmi les dix (10) industries dont les charges (apports industriels) en substances contaminantes sont les plus élevées le long du fleuve Saint-Laurent (MALO et GOUIN 1977). Le rapport récent, réalisé par Aménatech et Environnement illimité (1989) décrit en détail la situation actuelle de ces industries et des polluants qui en originent.

La pollution (impacts sur le milieu) se manifeste dans le fleuve par deux (2) panaches de diffusion très clairement visibles, une trace blanche et une trace noire. La trace blanche origine de l'émissaire de la *Tioxide inc* et des *Aciers Atlas Ltée*. La trace noire est directement associé à l'émissaire de la *QIT Fer et Titane Ltée*. Les figures 3.7, 3.8, 3.9 et 3.10 montrent l'empreinte très nette de ces traces dans le fleuve Saint-Laurent.

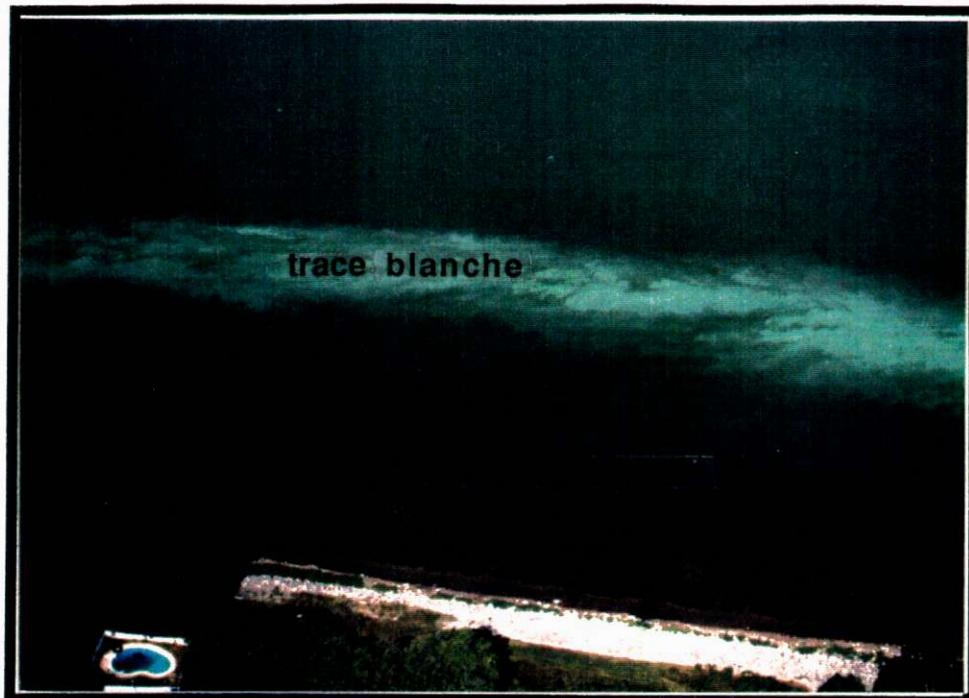
3.1.3 SÉLECTION DES SITES D'ÉCHANTILLONNAGE

Toutes les informations amassées (section 3.1.2) servent d'abord à établir les sites ou stations d'échantillonnage. Cette sélection s'appuie sur certains critères, de façon à ce que chaque site puisse se situer à un endroit où l'information recueillie apportera le plus au projet de recherche.



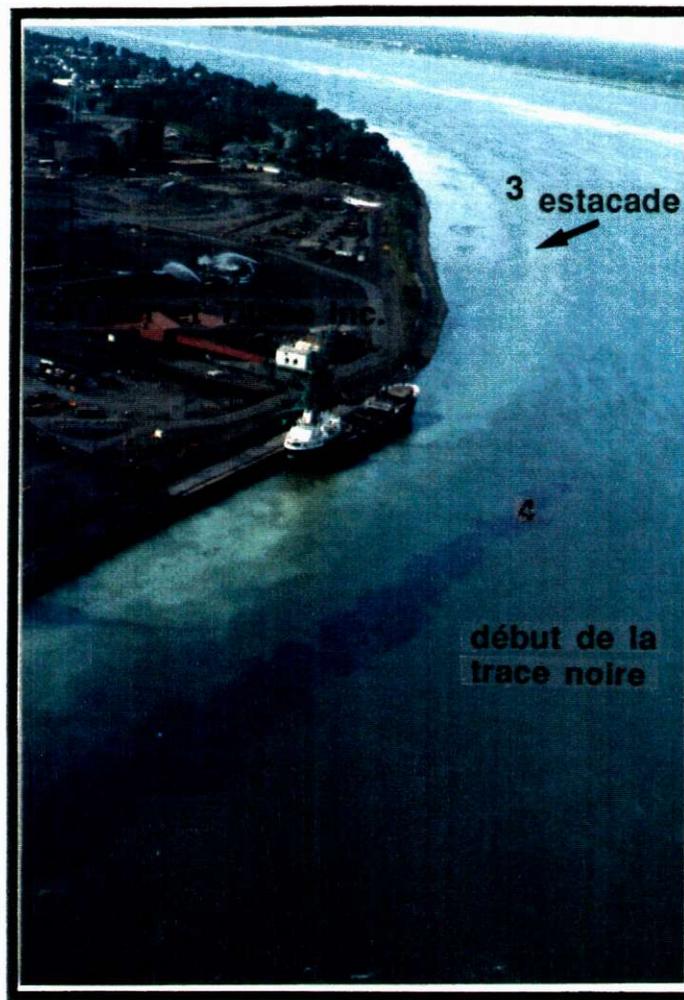
Vue d'ensemble du site no 1 du secteur de Sorel

FIGURE 3.7



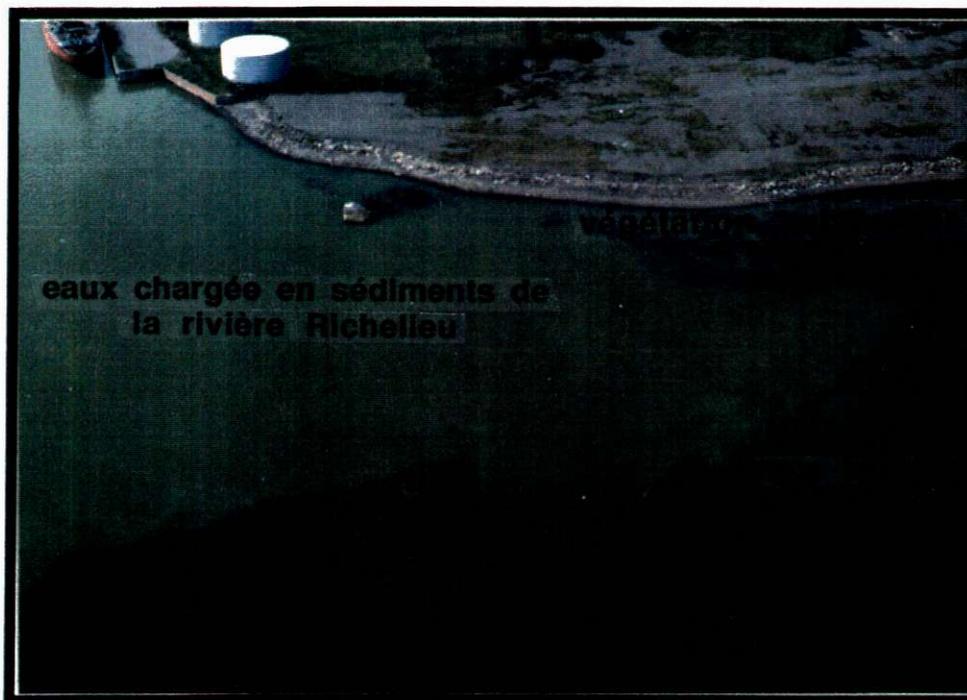
Vue d'ensemble autour du site no 2 du secteur de Sorel

FIGURE 3.8



Vue d'ensemble du début de l'apparition de la trace noire du secteur de Sorel; site no 3 et 4

FIGURE 3.9



Vue d'ensemble du mélange des eaux de la rivière Richelieu et des eaux du fleuve Saint-Laurent caractérisées par les traces blanche et noire (secteur de Sorel)

FIGURE 3.10

3.1.3.1 Critères de sélection

Il est important d'avoir des données de vérité terrain les plus complètes possibles. Plus le nombre de sites (stations) est grand, plus l'interprétation des données de télédétection est valable. En raison du danger potentiel de chevauchement des caractéristiques de réflectance spectrale de certains phénomènes (ex: des solides en suspension et phytoplancton) dans la région du *VIR.*, dans certaines conditions, il est souhaitable que le nombre de sites soit accru (BRISTOW et NIELSEN 1981). Il est évident que plus le nombre de sites est grand, meilleure est la couverture des différentes conditions de mélange des eaux (panache de diffusion et zone d'influence) et du gradient de la concentration des paramètres étudiés. De plus, un nombre plus grand de sites mène nécessairement au développement de modèles plus fiables. Cependant, des contraintes de logistique et budgétaire (coûts liés à l'échantillonnage et aux analyses en laboratoire subséquentes) ont limité le nombre de sites où des échantillons d'eau sont prélevés, à dix (10) pour *CUM-Vareennes* et à dix (10) pour *Sorel*. Il faut ici tenir compte du fait que deux campagnes de terrain ont été nécessaires pour les passages différés des capteurs satellitaire et aéroporté; cela représente un total de 40 échantillons à prélever et à analyser. De plus, il y a une contrainte de temps, par rapport aux survols aéroportés et aux passages satellitaires des capteurs de télédétection, qui réduit le temps d'exécution de l'échantillonnage, donc du nombre de sites.

Les sites d'échantillonnage se doivent d'être distribués en fonction de l'hydrodynamisme du milieu de manière à capter le mieux possible les différentes conditions de mélange des eaux dans les secteurs retenus. Ceci implique que certains sites devront être localisés directement à l'embouchure des rejets (milieu dégradé) et dans la zone d'influence, et que d'autres stations soient positionnées hors de cette zone d'influence (milieu naturel). Compte tenu du fait que l'influence des rejets industriels et municipaux est locale (ponctuelle), en raison du fort débit du fleuve à

certaines endroits, le choix des sites est facilité. En effet, le panache des eaux usées est souvent limitée à une zone relativement étroite qui longe le rivage.

Chaque site est représentatif dans la mesure où les variations du débit de l'émissaire, des courants et le déplacement de la station (bouée) sont minimales. L'ensemble des sites ont été spatialement disposés de façon à capter le mieux possible les différentes conditions de mélange des eaux (évolution longitudinale des panaches). De plus, on a tenté de réduire la distance entre les deux (2) sites les plus éloignés l'un de l'autre pour que le temps d'échantillonnage puisse être réduit au minimum afin de synchroniser l'échantillonnage sur le terrain et l'acquisition des données de télédétection. Cependant, la distance séparant les deux sites (1 et 2) de la section de l'île aux Vaches et le site 10 (île Bellegarde) est de 6,5 km. (figure 3.2). D'autre part, à Sorel (figure 4.6), la distance entre les sites 1 et 10 est de 5,0 km; la plus grande concentration des sites favorise la rapidité d'exécution de l'échantillonnage.

La bathymétrie est une autre variable qui influence le choix de l'emplacement des sites. Compte tenu du fait qu'une partie du rayonnement solaire pénètre dans l'eau plus ou moins profondément (3 à 5 mètres dans des conditions naturelles de turbidité), une attention particulière doit être portée aux zones de faible profondeur d'eau. L'énergie reçue par les capteurs de télédétection, dans ces zones, comporte une information non seulement sur l'eau mais également sur le fond. Il est alors recommandé de positionner des sites là où la profondeur d'eau est supérieure à deux fois la mesure de profondeur du disque de *Secchi*, pour ne pas "contaminer" la réflectance de l'eau par la réflectance de fond. Considérant l'importance de disposer les sites directement dans les panaches des eaux usées, il est évident qu'il y a un certain risque de se retrouver en eau peu profonde.

Finalement, l'instabilité des courants peut nuire au choix des sites. En effet, dans le secteur de Sorel, la position des courants majeurs qui contournent la pointe est contrôlée par la vitesse du vent. Ainsi, les panaches (traces blanche et noire) peuvent

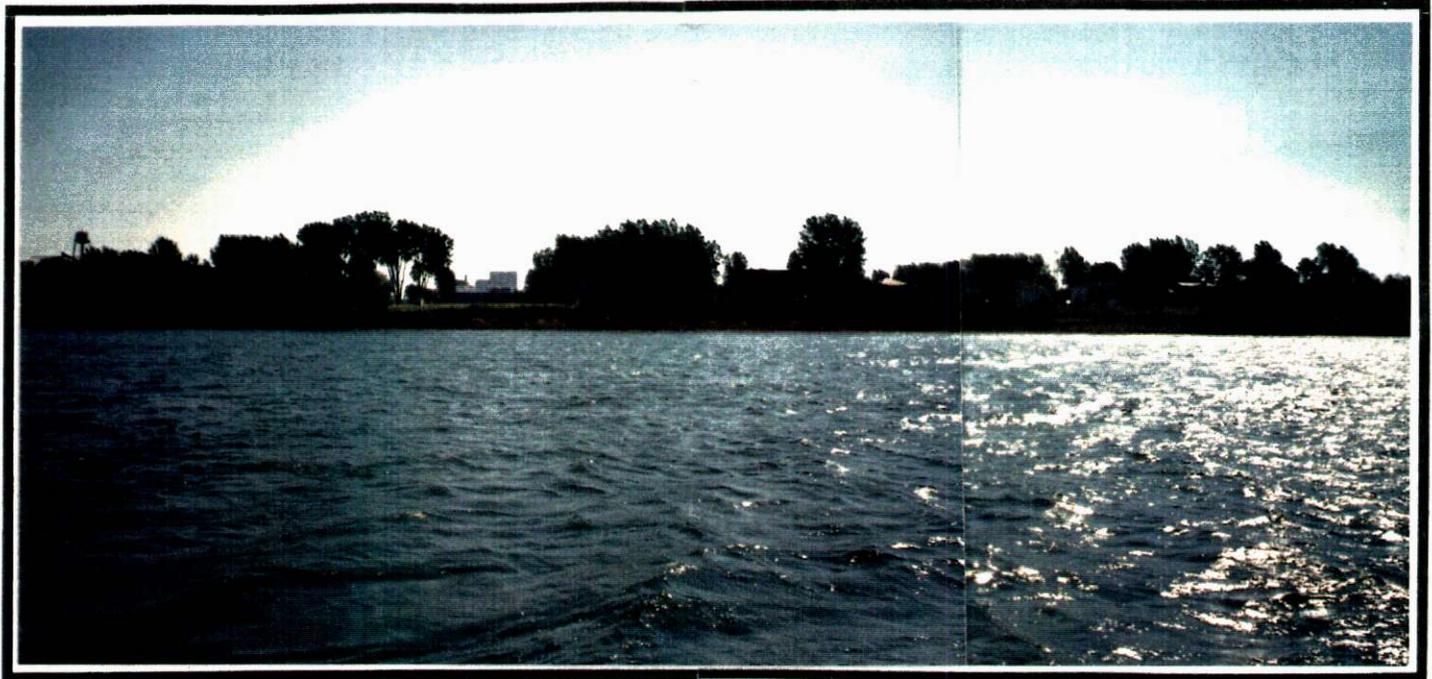
s'éloigner ou se rapprocher de la rive selon la puissance des vents. Par conséquent, le choix de l'emplacement exact des sites d'échantillonnage peut devenir difficile dans l'actuelle situation où l'on veut obtenir la mesure la plus exacte des concentrations des paramètres de qualité de l'eau dans ces panaches de diffusion.

Les **figures 3.11, 3.12, 3.13 et 3.14** illustrent respectivement l'environnement autour des sites 1, 2, 3 et 5 du secteur de Sorel. Les **figures 3.15 et 3.16** montre le milieu autour des sites 1 et 2 immédiatement en aval de l'île aux Vaches du secteur *CUM-Varenes*. La **figure 3.17** donne une vue d'ensemble des sites 5 et 6 à l'embouchure du ruisseau de la Commune en aval de Varenes. La **figure 3.18** témoigne de l'abondance (densité) de la végétation riveraine ou macrophytes (*ulva lactuca*) dans cette section du fleuve. Les **figures 3.19 et 3.20** illustrent respectivement l'environnement autour des sites 8 et 10 du secteur *CUM-Varenes*, ce dernier en bordure de l'île Bellegarde. Enfin, la **figure 3.21** permet d'avoir une vue d'ensemble de la disposition des sites 3 à 8 du secteur *CUM-Varenes*.

3.1.3.2 *Positionnement des sites*

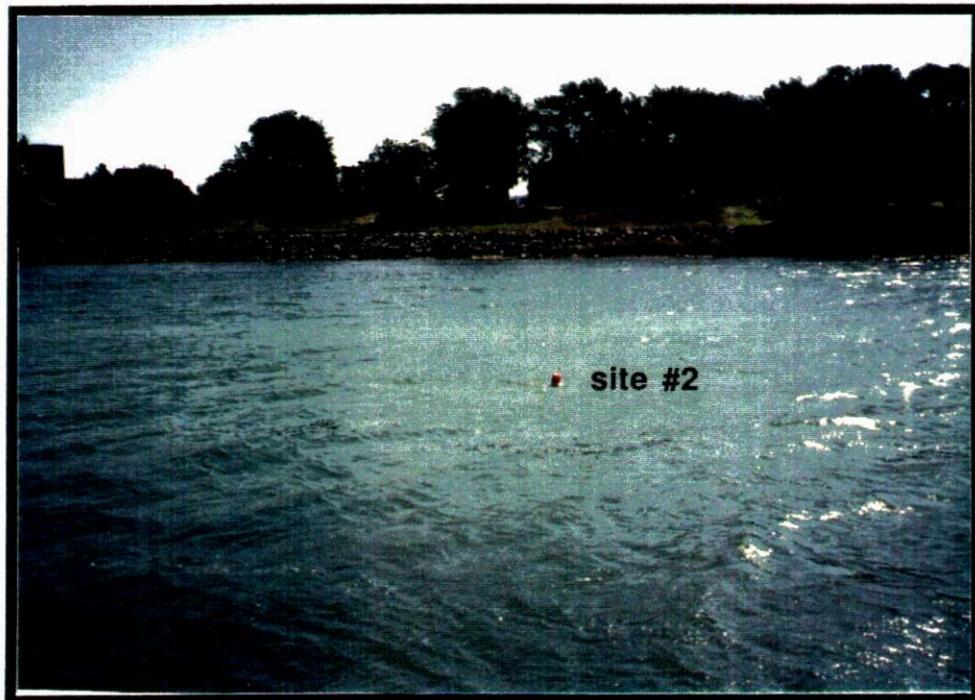
Pour des raisons techniques, la première visite sur le terrain a permis la réalisation de trois (3) événements : une première investigation de reconnaissance, l'installation des bouées, et la prise de la position de celles-ci à partir d'un géodimètre.





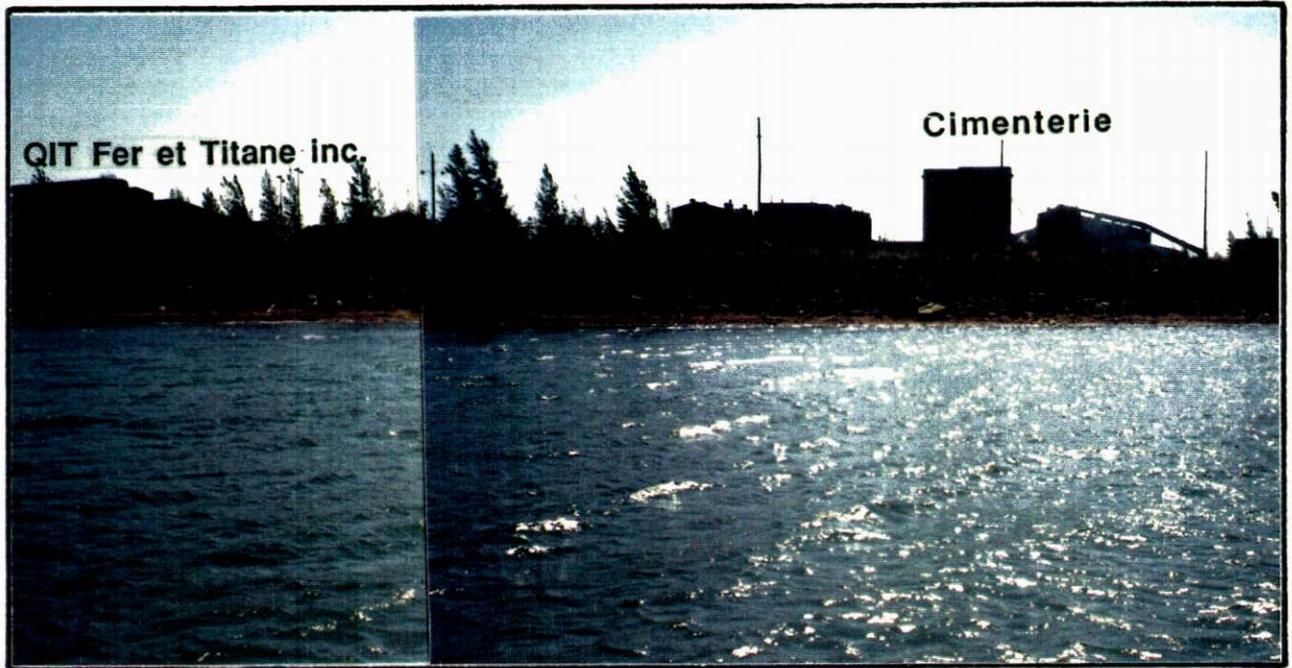
Environnement autour du site no1 du secteur de Sorel

FIGURE 3.11



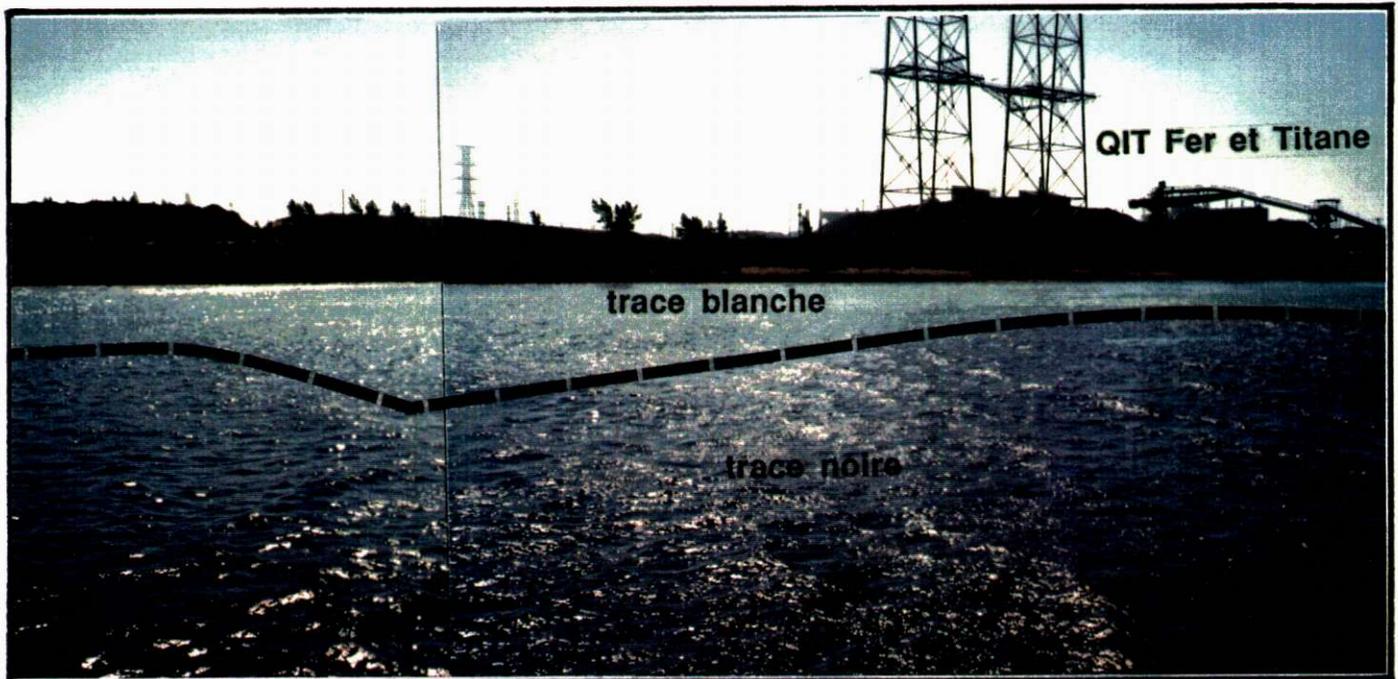
Environnement autour du site no 2 du secteur de Sorel

FIGURE 3.12



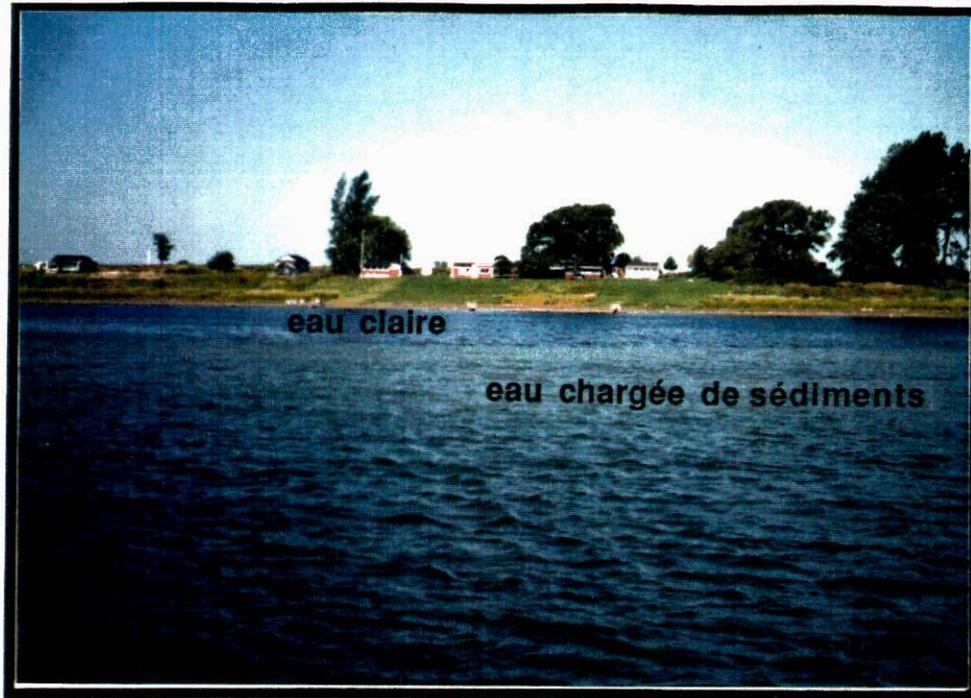
Environnement autour du site no 3 du secteur de Sorel

FIGURE 3.13



Environnement autour du site no 5 du secteur de Sorel; interface entre les traces blanche et noire

FIGURE 3.14



Environnement autour du site no 1 du secteur de *CUM*-Varenes

FIGURE 3.15



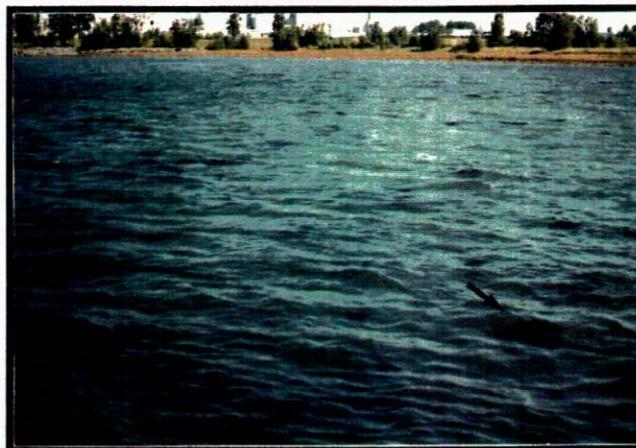
Environnement autour du site no 2 du secteur de *CUM*-Varenes

FIGURE 3.16



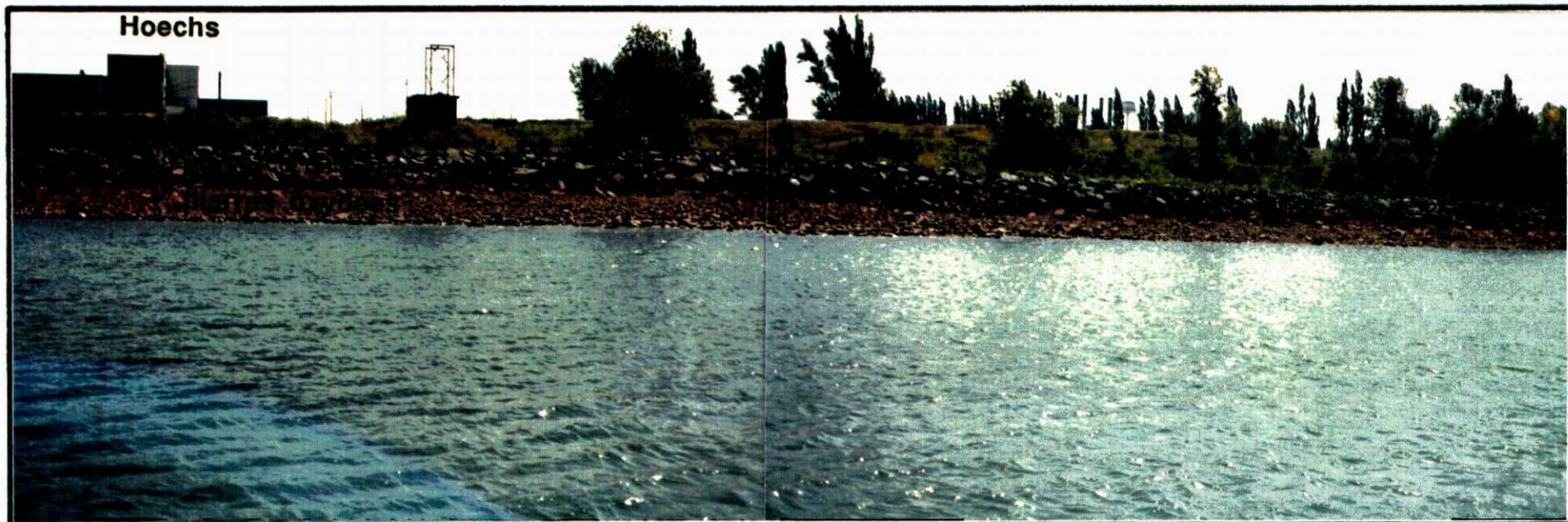
Embouchure du ruisseau de la Commune, du secteur *CUM*-Varenes;
environnement des sites 5 et 6

FIGURE 3.17



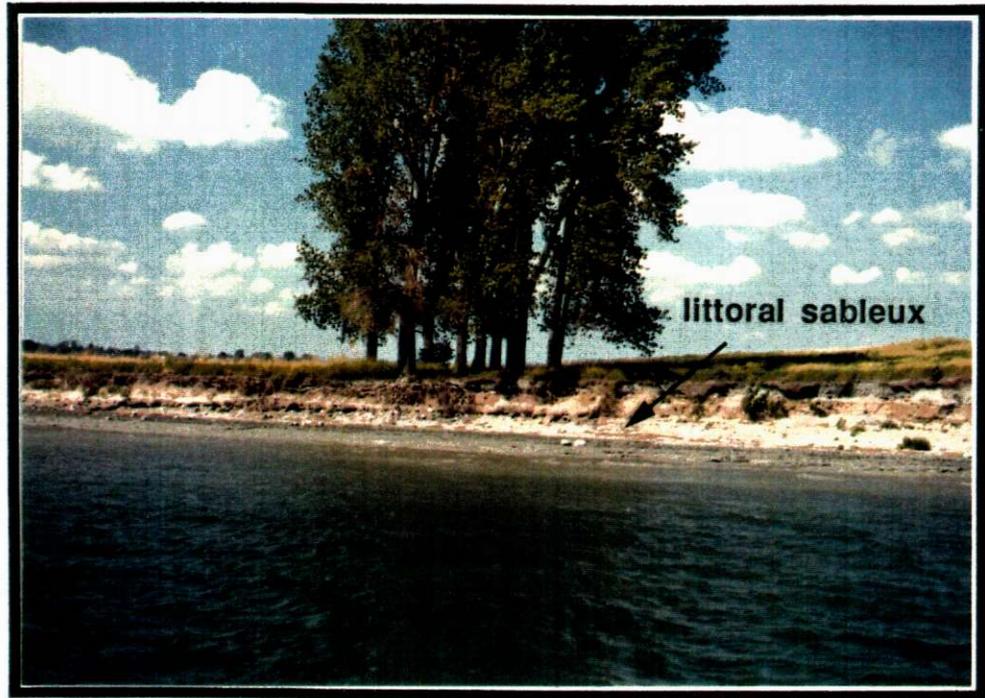
Vue d'ensemble de la végétation submergée (macrophytes) du secteur
CUM-Varenes

FIGURE 3.18



Environnement autour du site no 8 secteur *CUM*-Varenes

FIGURE 3.19



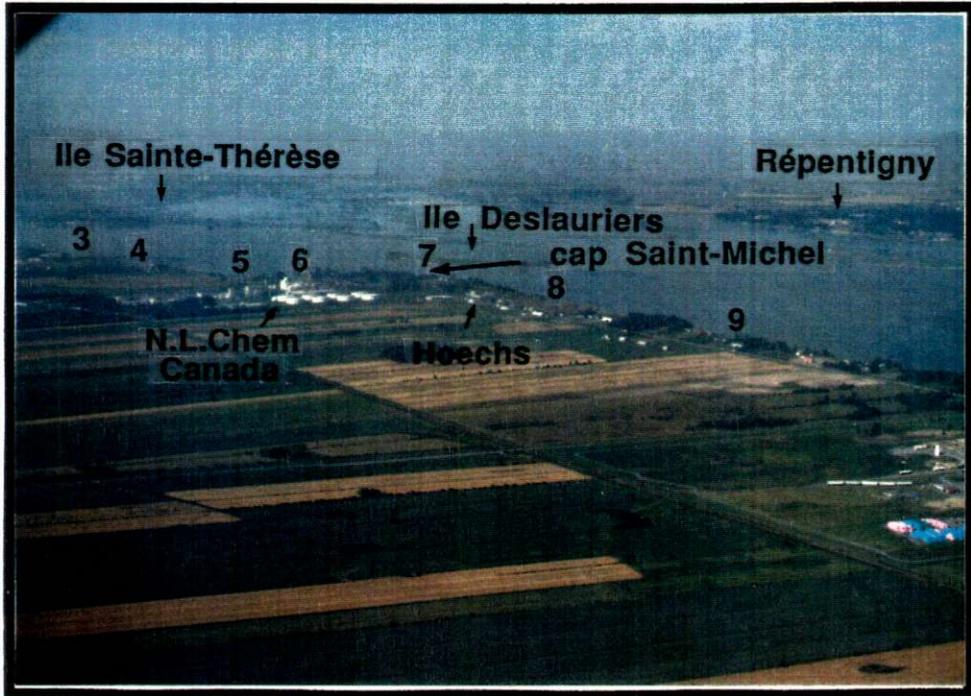
a)



b)

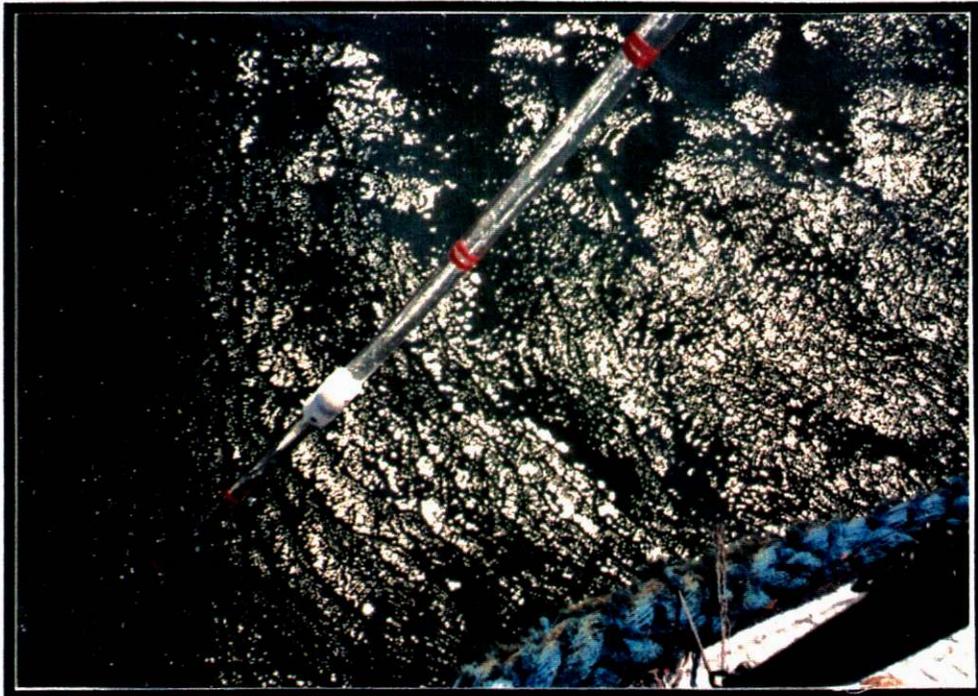
Environnement autour du site no 10, du secteur *CUM-Varenes* a) île constituée de matériel sableux b) entraînement des sédiments par les courants

FIGURE 3.20



Vue d'ensemble du secteur CUM-Varenes; des sites 3 à 9

FIGURE 3.21



Echantillonneur (jauge "Sludge Judge")

FIGURE 3.26

La reconnaissance sur le terrain vise avant tout à vérifier l'impact visuel de la pollution sur le milieu physique, autant dans l'eau que sur le rivage. Tous les sites d'échantillonnage ont été installés et identifiés à l'aide de bouées, ces dernière étant bien fixées au fond tout en pouvant s'ajuster aux variations du courant. L'utilisation d'un géodimètre et du carnet électronique (qui enregistre directement les mesures d'angle et de distance) a permis de positionner précisément les bouées par rapport à des points de contrôle connus (repères géodésiques). Par la suite, la transformation mathématique de ces mesures a permis de reporter les sites sur la carte, selon les coordonnées géographiques (latitude, longitude) et selon le repère cartographique *UTM (Universal Transverse Mercator)*.

3.1.4 SÉLECTION DES PARAMÈTRES DE LA QUALITÉ DE L'EAU

Les paramètres de qualité de l'eau doivent être interprétés comme des indices biotiques, c'est-à-dire des expressions numériques simplifiées et concises qui reflètent les effets des rejets d'eaux usées sur les écosystèmes (LEVINE 1989). Les paramètres de la qualité de l'eau sélectionnés ont été retenus en fonction de leur capacité à caractériser la zone d'influence des émissaires des eaux usées d'origine municipale (domestique) et industrielle. Il y a les paramètres biologiques (ex: chlorophylle a) et les paramètres physico-chimique (ex: pH, turbidité, phosphore). Le choix des paramètres a été effectué avec les experts en biochimie de nos laboratoires et a été soumis à monsieur Alain Lamarche d'Environnement Canada qui acquiesca à cette liste. Après discussion (janvier 1989), monsieur Claude Langlois aurait ajouté d'autres paramètres (pour capter davantage les métaux) à la liste actuelle qui, selon lui, auraient permis de mieux caractériser les rejets des eaux usées.

Quatorze (14) paramètres ont donc été mesurés à chaque site d'échantillonnage et par la suite analysés en laboratoire. Trois (3) principaux groupes ont été formés sur la base



de l'information qu'ils apportent. Un premier groupe réunit les solides en suspension, la turbidité, et la transparence selon la profondeur du disque de *Secchi*. Cet ensemble est donc constitué de mesures dites standardisées en terme de télédétection. Un second groupe contient la chlorophylle *a*, le phéophytin, le carbone organique total, et la demande biochimique en oxygène. Dans un troisième groupe, on retrouve le phosphore total, et les nitrates et nitrites. Finalement, il y a le fer, le pH, la conductivité, les huiles et graisses, et la température de l'eau. De tous ces paramètres, seules la profondeur du disque de *Secchi* et la température de l'eau ont été mesurées *in situ*.

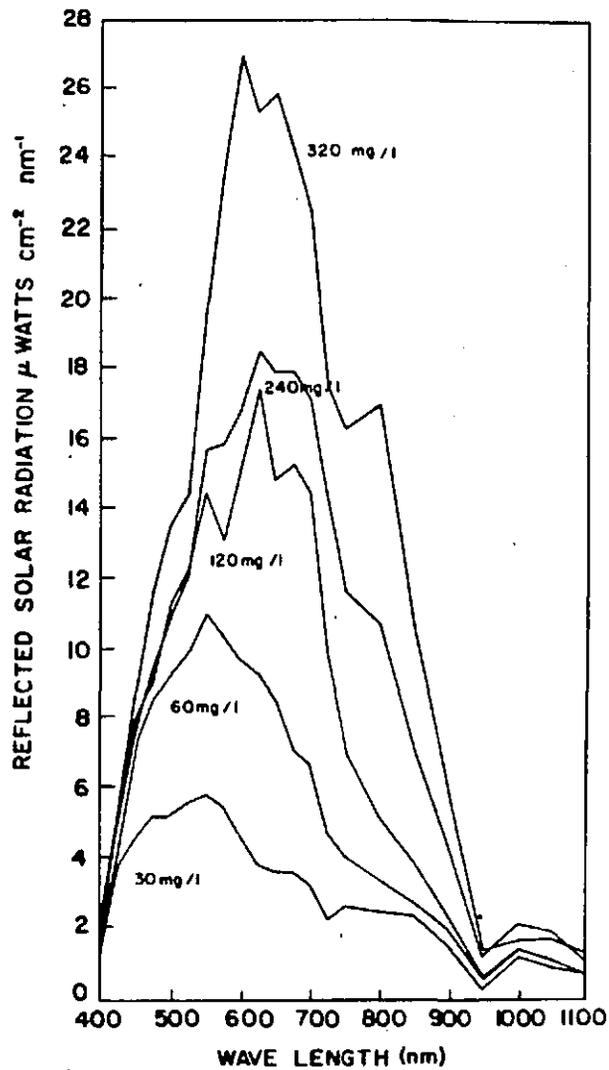
Tous ces paramètres ont donc été retenus dans le but de mieux caractériser la toxicité des rejets des eaux usées en terme de co-variance de ces paramètres et de la réflectance mesurée par les capteurs de télédétection. Il faut prendre en compte que la majorité de ces paramètres sont liés à des solutions dissoutes, donc pouvant, à priori, être difficilement discernables par télédétection.

3.1.4.1 Solides en suspension

La mesure des solides en suspension est théoriquement facile à évaluer par télédétection. On note une forte corrélation entre la concentration des solides en suspension et la réflectance dans le visible et même dans le proche infrarouge dans le cas où les concentrations sont élevées.

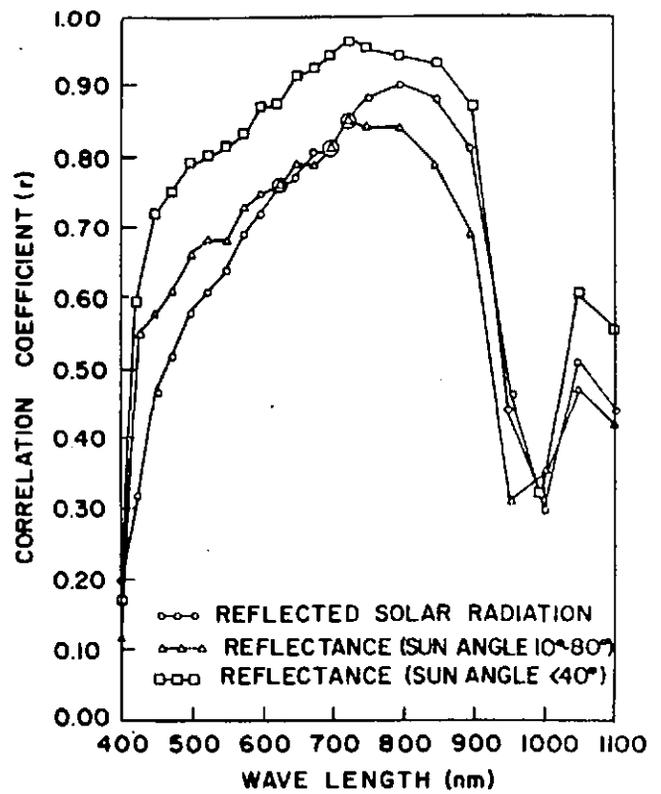
On a vu, au chapitre précédent, que le "peak" de transmission dans l'eau se déplace vers des longueurs d'onde plus longues du spectre à mesure que la concentration des particules en suspension augmente. Le rayonnement solaire réfléchi, à partir de la surface de l'eau varie en fonction du taux de solides en suspension dans l'eau et de la longueur d'onde (figure 3.22). En général, le maximum de rayonnement solaire réfléchi se déplace de 550 nm à 600 nm avec des concentrations qui varient de 30 mg/l à 320 mg/l. Ce maximum de radiation passe de $6 \text{ watts}^{-6}\text{cm}^{-1}\text{nm}^{-1}$ à $27 \text{ watts}^{-6}\text{cm}^{-1}\text{nm}^{-1}$ (RITCHIE *et al.* 1976). La figure 3.23 illustre la relation entre les coefficients de corrélation (r) pour la régression linéaire de la concentration des solides en suspension dans les eaux de surface et du rayonnement solaire réfléchi, en fonction de la longueur d'onde. On peut remarquer que la portion du spectre électromagnétique située entre 600 et 900 nm est susceptible de mieux capter la présence des solides en suspension. Cependant, il faut prendre en considération que ces observations sont relatives à des concentration qui se situent autour de 200 mg/l, ce qui est beaucoup plus élevé par rapport à la concentration des échantillons prélevés dans le cadre du présent projet.





Relation entre le rayonnement solaire réfléchi et la longueur d'onde pour différentes concentrations de solides en suspension à la surface de l'eau (tirée de RICHIE et al, 1976)

FIGURE 3.22



Relation entre le coefficient de la corrélation (r) pour la régression linéaire de la concentration des solides en suspension et le rayonnement solaire réfléchi (tiré de RICHIE et al, 1976)

FIGURE 3.23

Il est reconnu que des teneurs élevées de matières en suspension peuvent empêcher la pénétration de la lumière, diminuer l'oxygène dissous et ainsi diminuer le développement de la vie aquatique. De plus, un faible taux d'oxygène dans l'eau jumelé à des apports en matières organiques diminuent substantiellement le processus d'auto-épuration de l'eau. Il se produit alors une décomposition anaérobie qui fait apparaître des produits tels que le méthane et autres composés toxiques (DESLILES *et al* 1978). On retrouve ce processus dans les zones riveraines du fleuve Saint-Laurent là où les caractéristiques hydrologiques (débit, courant) ne permettent pas la diffusion et la dilution nécessaires à l'absorption des matières nutritives. Des teneurs inférieures à 25-30 mg/l semblent n'avoir aucun effet sur la qualité d'un cours d'eau (communautés aquatiques bien protégées), des teneurs de 30-70 mg/l signifient une qualité moyenne des eaux ce qui peut réduire la production en poisson, et des teneurs de 80-400 mg/l impliquent des conditions tout à fait défavorables pour l'ensemble de l'écosystème aquatique (BRÉMOND et VUICHARD 1973; RAND et PETROCELLI 1985).

Les solides en suspension constituent un des quatre principaux types de détérioration esthétique du milieu aquatique. Ce paramètre s'avère donc très utile dans l'évaluation de la qualité de l'eau du milieu aquatique.

3.1.4.2 Turbidité

Il s'agit d'une mesure de l'opacité de l'eau en unité néphélobométrique de turbidité (UTN). La turbidité témoigne de l'atténuation de la lumière par les constituants organiques et inorganiques. Il est important de voir que le degré de turbidité ne correspond pas nécessairement à une valeur proportionnelle à la concentration des matières en suspension. Le degré de turbidité doit être interprété comme étant un effet de la matière en suspension sur les caractéristiques de l'eau (MALO et GOUIN 1977). La matière en suspension peut être inorganique (sédiments) ou organique (chlorophylle



a). La turbidité est considérée comme étant un bon indice pour tracer les processus de dispersion des panaches des eaux usées (WU *et al.* 1984).

3.1.4.3 *Transparence / profondeur du disque de Secchi*

Ce paramètre (mesuré en mètre) réfère à la propagation de la lumière dans un plan d'eau. La visibilité d'un objet sous l'eau, comme le disque de *Secchi*, permet de mesurer l'extinction totale de la lumière par les substances dissoutes et en suspension. (TYLER 1968). Dans sa mesure sur le terrain, il est important ici de mentionner que le disque disparaît à une profondeur à laquelle il y a transmission de 5% de la lumière (REID et WOOD 1976). Les recherches de VERDIN (1985) ont démontré que les valeurs de profondeur du disque de *Secchi* peuvent être jumelées aux valeurs de chlorophylle *a* (point suivant) pour évaluer grossièrement le niveau trophique d'un plan d'eau. Ainsi, si la transparence est plus grande que 3 m et que la concentration de la chlorophylle *a* est inférieure à 4 mg/l, le plan d'eau est oligotrophe. Si la transparence se situe entre 1 et 3 m et que la concentration de la chlorophylle *a* se situe entre 4 et 10 mg / l, le plan d'eau est mesotrophe. Finalement, si la transparence est inférieure à 1 m et que la concentration de la chlorophylle *a* est plus grande que 10 mg/l, le plan d'eau est eutrophe.

3.1.4.4 Chlorophylle *a*

La chlorophylle *a*, au même titre que la biomasse phytoplanctonique, les associations phytoplanctoniques et la diversité phytoplanctonique est un paramètre dit de production *in situ*, c'est-à-dire telle que mesurée dans le milieu. La chlorophylle est le pigment nécessaire à la photosynthèse. Sa mesure constitue un très bon indicateur de l'activité photosynthétique totale des algues planctoniques. Cette mesure de la biomasse chlorophyllienne permet d'obtenir l'évaluation du niveau trophique d'un plan d'eau. Cependant, il s'agit d'une mesure dont la précision est parfois difficile à obtenir.



En effet, la teneur en chlorophylle change selon le temps et résulte évidemment des facteurs physiques du milieu.

C'est un paramètre qui revêt un grand intérêt car il indique les états (stades) trophiques, lesquels résultent principalement de la présence de polluants. La chlorophylle *a* est plus difficile à mesurer du fait qu'elle exige une plus grande précision spectrale. Alors que les solides en suspension ont une réflectance plus large ("broad band") dans le *VIR*, la chlorophylle *a* a des "peaks" d'absorption plus étroits, donc moins évidents.

3.1.4.5 *Phéophytin*

Ce paramètre est une mesure complémentaire à la chlorophylle *a*. Il s'agit de l'évaluation de la concentration d'un pigment précis. Certains chercheurs spécifient que pour obtenir une vraie mesure de la chlorophylle *a*, il faut la "décontaminer" du phéophytin présent. Puisqu'il s'agit d'un pigment particulier par rapport à la mesure plus générale de la chlorophylle *a*, ce paramètre peut apporter une information supplémentaire sur la présence de la biomasse phytoplanctonique.

3.1.4.6 *Carbone organique*

Une certaine concentration des substances organiques d'origine naturelle est essentielle pour maintenir un équilibre dans le cycle du carbone de l'écosystème, particulièrement en ce qui concerne la croissance bactérienne. Les bactéries ont un rôle important dans la biodégradation des substances organiques, à la fois naturelle et d'origine anthropique. Cependant, l'abondance de matière organique (enrichissement par les nutriments), provoque une demande élevée en oxygène pour la biodégradation et cela résulte en un déséquilibre (BRISTOW et NIELSEN 1981). Les principales sources de carbone organique sont les havres, les marinas, les raffineries d'huile, les décharges industrielles, les fuites à partir des réservoirs septiques, les moulins de pâtes et papiers,

les effluents municipaux (égouts), les activités agricoles et l'écoulement des eaux de surface

Le *COT* est une mesure qui a l'avantage de pouvoir comprendre l'étendue complète de toutes les concentrations possibles, des eaux extrêmement polluées aux eaux de meilleure qualité (< 1 mg/l).

3.1.4.7 *DBO₅*

La *DBO₅* est un paramètre qui représente la quantité d'oxygène nécessaire (en mg/l) à la destruction (dégradation) des matières organiques dans l'eau, avec l'aide des microorganismes (oxydation par les bactéries) qui habitent le milieu (BRÉMOND et VUICHARD 1973). Cette mesure peut être importante, dépendamment du milieu, puisque l'oxygène est indispensable au maintien de l'équilibre de la vie aquatique.

3.1.4.8 *Phosphore total*

Le phosphore que l'on retrouve dans l'eau est surtout d'origine artificielle (engrais, polyphosphates des formulations détergentes, industries chimiques et de pâtes et papiers). Des teneurs plus élevées que 0,1 mg/l, telles que rencontrées dans le secteur *CUM-Varenes*, sont considérées relativement élevées (RODIER 1976). Les accumulations en apports nutritifs se situent en zones littorales où le courant est lent. Ces zones sont particulièrement sensibles et des répercussions sont directes sur le milieu aquatique, c'est-à-dire la faune et la flore aquatique. Les principaux impacts liés aux apports en nutriments sont la dégradation esthétique, le risque augmenté de la toxicité, l'accumulation au fond (dans les sédiments), la prolifération d'algues et de plantes aquatiques, et la turbidité accrue (DESLILES *et.al.* 1978).



3.1.4.9 Nitrates et nitrites

Dans ce qui peut être considéré comme la phase finale de l'important processus écologique de la décomposition des substances azotées, le nitrite est transformé en nitrate (NO_3). Ceci s'exprime habituellement en nitrate d'azote. C'est sous cette forme que l'azote est le plus facilement assimilé par les racines des plantes vertes dans l'eau. Ce paramètre peut s'avérer fort utile pour caractériser les panaches présents dans les secteurs CUM-Varennes et de Sorel.

3.1.4.10 Fer

Le fer revêt un intérêt particulier en raison de son importance comme élément vital dans les pigments respiratoires de plusieurs espèces animales, et de par sa participation très active dans plusieurs réactions chimiques qui surviennent dans l'environnement aquatique. La plupart du fer, présent dans les eaux superficielles provient de la pollution métallurgique (ex: secteur de Sorel). Habituellement, on retrouve le fer à l'état ferreux.

3.1.4.11 pH

Le pH est une mesure de la concentration des ions H^+ dans l'eau (logarithme de la réciproque de l'ion d'hydrogène). H^+ représente le taux d'ions d'hydrogène dans une solution (moles/litre). Les valeurs du pH des eaux naturelles varient habituellement de 7,2 à 7,6 (CONNELL et MILLER 1984). La vie des poissons est impossible avec des valeurs de pH inférieures à 5,0 et supérieures à 9,0 .

L'augmentation de l'acidité d'un plan ou cours d'eau entraîne une décroissance de la diversité (richesse) des espèces, et le relâchement de certains métaux toxiques contenus dans les sédiments. Les effets du pH sur le phytoplancton ne sont pas immédiatement évidents dans les enquêtes régionales sur le terrain en raison de la



difficulté inhérente à caractériser la variabilité spatiale des populations dans un seul effort d'échantillonnage.

Les caractéristiques environnementales abiotiques peuvent aussi influencer la réponse biologique de l'écosystème suite à un stress chimique. L'acidification anthropique affecte les populations de poissons à des pH plus élevés dans des plans d'eau de faibles concentrations en carbone organique dissous (KENLAN 1984). Les travaux de ce chercheur ont démontré que le pH est un des principaux contrôles de la diminution de la diversité des espèces pour des communautés littorales oligotrophes.

Considérant la complexité de l'écosystème aquatique, les effets du pH peuvent être confonfus avec certains métaux. Par exemple, les lacs acides en Scandinavie montrent une décroissance de la biomasse benthique sous un pH de 5 et on ne retrouve pas ce phénomène dans une étude régionale en Ontario (COLLINS *et al.*, 1981). Cette différence serait attribuable aux niveaux (concentrations) d'aluminium, beaucoup plus élevés dans les lacs de la Scandinavie.

3.1.4.12 Conductivité

La conductivité est une mesure de la conductance de l'eau, qui est une évaluation assez bonne des matières en solution. Les sels dissous dans l'eau exercent une pression osmotique sur les organismes qui y vivent. (MALO et GOUIN 1977). Il s'agit d'un paramètre qui permet de discriminer différents types d'eau d'après la présence de certains sels dissous (ex: sodium et chlore); il est habituellement assez fortement corrélé avec la température de l'eau.

3.1.4.13 Huiles et graisses

Les hydrocarbures sont des substances qui se dissolvent peu dans le milieu. Ils ont la caractéristiques d'avoir une demande en oxygène très élevée, ce qui influence



directement les réactions photosynthétiques (MALO et GOUIN 1977). Ainsi, ce paramètre devient donc un indicateur intéressant notamment pour les rejets d'origine domestique ou de l'industrie alimentaire.

3.1.4.14 Température de l'eau

La température de l'eau est un paramètre qui contrôle la quantité d'oxygène dissous. Le réchauffement de l'eau provoque une diminution de la solubilité des gaz (oxygène) et une modification de la vitesse des réactions chimiques et biochimiques (BRÉMOND et VUICHARD 1973). En effet, avec une saturation de 80%, la solubilité de l'oxygène dans l'eau diminue de 9,0 mg/l à 6,6 mg/l en augmentant la température de 10° C à 20° C, selon le diagramme de RAWSON (1944). Les sources majeures de pollution thermique, outre les centrales thermiques, sont les industries métallurgiques, chimiques, pétrolières et alimentaires. La température de l'eau est un facteur écologique important qui affecte les êtres vivants du milieu aquatique (RODIER 1976)

3.1.5 SÉLECTION DES CAPTEURS ET AUTRES PRODUITS DE TÉLÉDÉTECTION

Si on porte beaucoup d'attention à la sélection des paramètres de qualité de l'eau, il en va de même pour le choix de capteurs de télédétection. Il faut disposer d'instruments de prise de mesures de télédétection qui puissent correspondre aux exigences des objectifs visés de l'actuel projet. La photographie aérienne infrarouge couleur et les données numériques aéroportées et satellitaires sont nécessaires pour la réalisation de cette recherche.

3.1.5.1 Photographie aérienne

Les photographies aériennes peuvent être de type conventionnelles, c'est-à-dire prise strictement dans la partie visible du spectre et produites en noir et blanc, ou infrarouge



fausse couleur. Dans les deux cas, il faut définir le type de caméra, le format, l'échelle qui conviennent le mieux au projet de recherche.

La photographie aérienne a été retenue en raison de son contenu en information qualitative sur le milieu. En plus du capteur radiomètre à balayage (*MEIS-II*), qui fait l'acquisition des données numériques aéroportées, une caméra métrique peut être montée à bord de l'avion. Le choix de l'échelle dépend directement de l'altitude du survol qui est décidée pour l'acquisition des données numériques.

La photographie aérienne infrarouge fausse couleur s'avère un outil très important dans la localisation et la cartographie des herbiers qui ont un rôle majeur comme support, abri, sites de repos et aires d'alimentation et de reproduction des communautés biologiques (GRAVEL et LÉVESQUE 1977). Pour notre étude, elle constitue un document de très haute résolution spatiale qui peut certainement aider à identifier les zones les plus sensibles à la présence des rejets des eaux usées dans le fleuve Saint-Laurent, et aussi pour localiser les zones d'associations végétales aquatiques (submergées) et riveraines.

3.1.5.2 Capteurs d'acquisition de données numériques

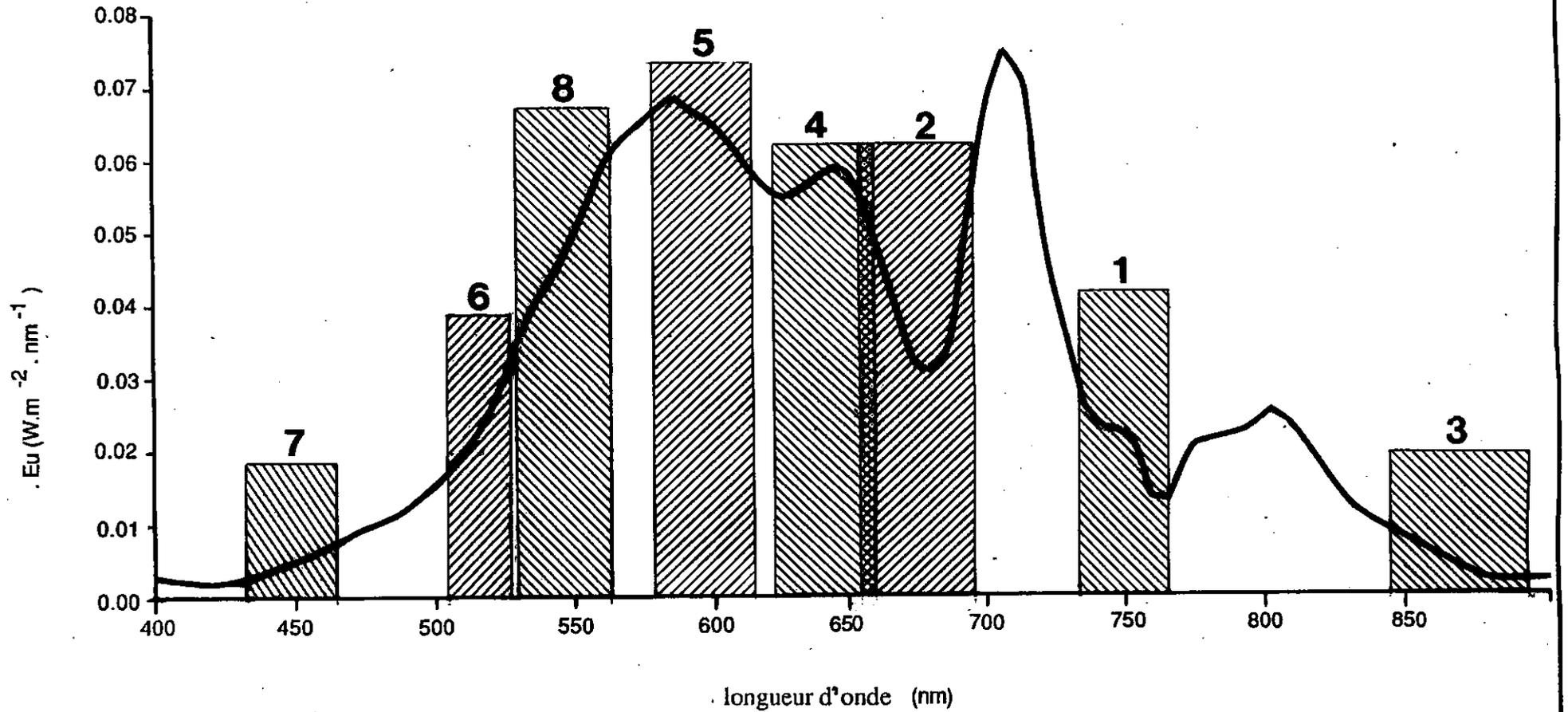
Dans l'optique de promouvoir l'utilisation de la télédétection comme outil complémentaire de caractérisation des panaches des eaux usées dans le milieu aquatique, il faut considérer deux points majeurs dans la sélection des capteurs pour l'acquisition d'images (analogique et numérique). Il y a d'abord le suivi régulier sur une base temporelle, et le pouvoir d'intervention rapide indispensable dans des situations d'urgence (ex: déversement accidentel d'hydrocarbures). Dépendant des paramètres de qualité de l'eau retenus ainsi que de la précision requise pour leur cartographie, on peut déterminer la résolution spatiale et spectrale des capteurs. Ainsi, à partir de cela, il est plus facile de voir si les exigences de notre projet de recherche vont correspondre

soit au produit (image) d'origine satellitaire (ex: *LANDSAT TM* et *SPOT HRV* ou soit au produit d'origine aéroportée (ex: *MEIS-II*).

Comme il a été clairement défini au chapitre 2, ce sont les capteurs qui fonctionnent dans les domaines spectraux du visible et du proche infrarouge (*VIR*) qui sont les plus appropriés dans la caractérisation des paramètres de qualité de l'eau. Les longueurs d'onde du *VIR* captent mieux l'altération des propriétés optiques de l'eau suite à l'introduction de polluants dans le milieu aquatique.

Le capteur *MEIS-II* (tableau 2.2) a été retenu en raison de la possibilité d'utiliser un ensemble de huit (8) bandes spectrales (bathymétrie passive) spécifiquement conçues pour les études du milieu aquatique. De plus, le mode d'acquisition aéroporté offre un très grande souplesse dans l'organisation des campagnes de terrain. La largeur de bande est en moyenne de 33 nanomètres (nm), ce qui est étroit par rapport aux données du capteur *LANDSAT TM*, par exemple, mais qui relativement large par rapport aux variations subtiles des propriétés spectrales attribuables à la présence de substances dans l'eau. La figure 3.24 illustre très bien le positionnement de ces bandes spectrales dans le spectre électromagnétique et en fonction d'une courbe moyenne d'irradiance spectrale de surface de l'eau d'un lac. Parmi ces huit (8) bandes spectrales, il y a la bande 7 qui est située dans la partie bleu (400-500 nm) du spectre électromagnétique; cette partie est caractérisée par l'absorption de la lumière par la matière jaune et par les pigments d'algue (ex: chlorophylle *a*). On retrouve trois (3) bandes spectrales dans la partie verte (500-600 nm) du spectre, soit les bandes 5, 6, et 8; cette partie est marquée par une décroissance de l'absorption (accroissement de la réflectance) de la lumière par les pigments photosynthétiques, et par une augmentation de la réflectance par l'accroissement des concentrations de particules en suspension. De ces trois (3) bandes, la bande 5 déborde légèrement (14 nm) dans la partie rouge du spectre; cette bande correspond au maximum de réflectance dans l'eau.





Irradiance spectrale de surface (Eu) et les bandes spectrales du radiomètre à balayage aéroporté *MEIS-II*

FIGURE 3.24

Il y a également deux (2) autres bandes spectrales dans la partie rouge (600-700 nm) du spectre , soit les bandes 2 et 4. La bande 2 est particulièrement intéressante du fait qu'elle correspond au "peak" d'absorption de la chlorophylle *a* (*in vivo*). Finalement, on retrouve la bande 1 et la bande 3, respectivement positionnée dans le proche et le moyen infrarouge. Ces deux parties du spectre s'avèrent très utile pour la détection de la végétation aquatique tels les macrophytes; les plantes ont la propriété d'émettre un maximum de rayonnement dans l'infrarouge.

Par ailleurs, le capteur *LANDSAT TM* a été retenu en raison de sa couverture systématique et répétitive (à tous les 16 jours). Ce capteur opère dans sept (7) bandes spectrales. La bande 1 (450-520 nm) est tout à fait désignée pour la pénétration dans l'eau. La bande 2 (520-600 nm) est utile pour capter la turbidité dans l'eau. La bande 3 (630-690 nm) s'avère importante car elle correspond au "peak" d'absorption par la chlorophylle. La bande 4 (760-900 nm) est souvent utilisée pour délimiter les plans d'eau. Les bandes 5 (1550-1750 nm) et 7 (2080-2350 nm) sont peu utiles dans l'étude du milieu aquatique. Finalement, la bande 6 (10,30-12,50 μm) est une bande infrarouge thermique; sa résolution spatiale de 120 X 120 m, au lieu de 30 X 30 m, la rend inutile pour le présent projet. L'importance des données *LANDSAT TM* et *MSS* tient du fait que l'on peut reculer jusqu'en 1972 pour se procurer des images numériques d'un secteur d'intérêt.

D'autre part, le capteur *SPOT (HRV)* est intéressant à cause de sa visée dépointée ou latérale. Ceci accroît considérablement les possibilités d'acquisition répétitive (sans un cycle de 26 jours) d'images et permet ainsi de mieux pallier aux caprices des conditions météorologiques. Cependant, contrairement aux données *LANDSAT*, il faut procéder par requête en spécifiant les modalités d'acquisition de données voulues. Le mode multibande (couleur) fournit trois (3) bandes spectrales. La bande verte (500-590 nm) est centrée sur la plage de réflectance de la chlorophylle. La bande verte (610-680)



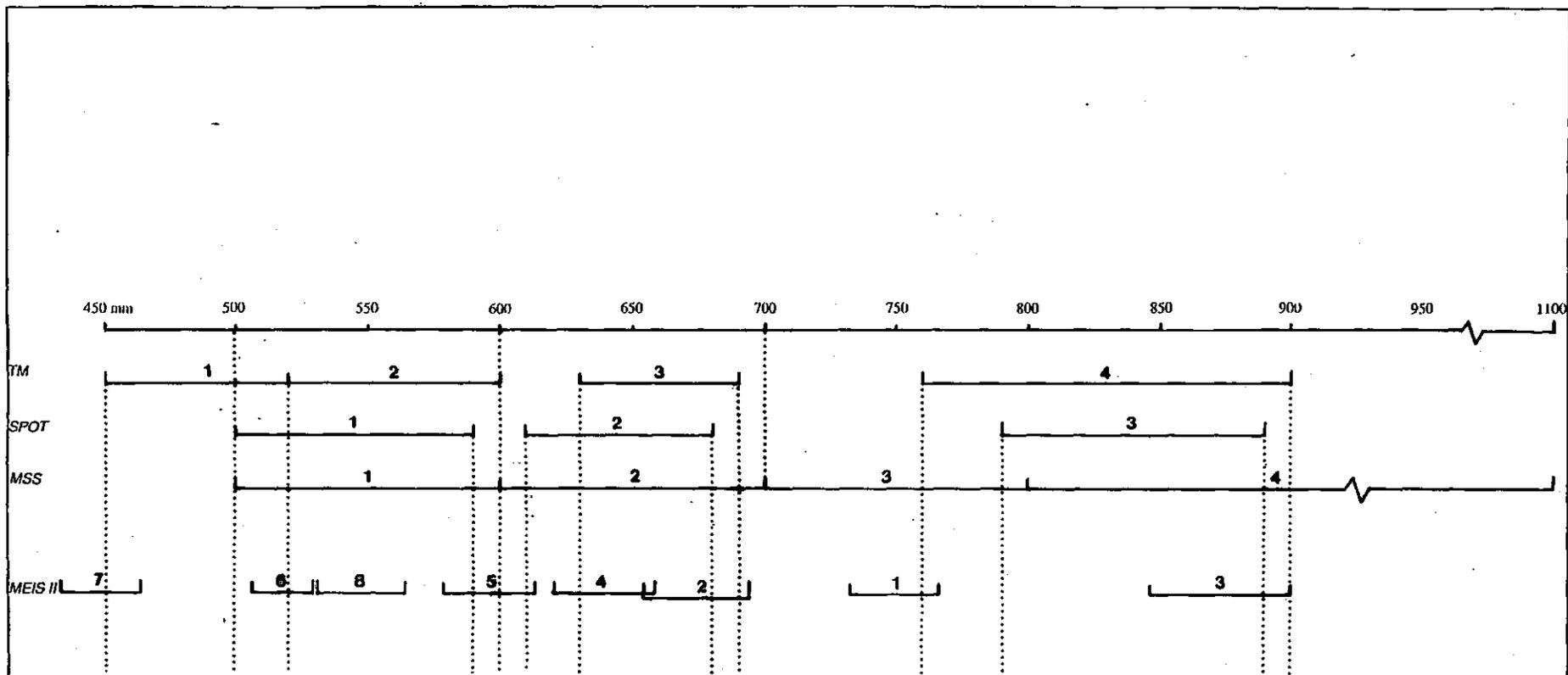
correspond au "peak" d'absorption par la chlorophylle. La bande infrarouge (790-890 nm) offre une transmission atmosphérique de grande qualité.

L'utilisation que l'on désire faire des données de télédétection est le critère majeur de sélection des capteurs. Dans l'optique de surveillance régulière, l'acquisition de données *LANDSAT TM* et *SPOT (HRV)* est nécessaire. Cependant pour satisfaire les besoins du développement de modèles et aussi pour mettre en évidence les capacités de la télédétection à intervenir dans des situations d'urgence (ex: déversement accidentel), l'acquisition des données aéroportées par l'entremise du capteur *MEIS-II* est indispensable. Cette sélection s'appuie sur deux critères fondamentaux, la résolution spatiale et la résolution spectrale. La résolution spatiale est une variable entièrement contrôlable dans le cas des données aéroportées. De façon similaire, la résolution spectrale est adaptée aux besoins du projet, par le choix de la batterie de filtres spectraux la plus appropriée, dans notre cas les filtres de bathymétrie passive. Pour ce qui est des données satellitaires, on doit se contenter des résolutions spatiale et spectrale prédéfinies et sur lesquelles l'utilisateur n'exerce aucun contrôle.

La **figure 3.25** permet de comparer les bandes spectrales des capteurs satellitaires *LANDSAT TM* et *MSS*, *SPOT (HRV)* et du capteur aéroporté *MEIS-II*.

3.1.6 SÉLECTION DE LA PÉRIODE D'ACQUISITION DES DONNÉES

La période d'acquisition des données (terrain et de télédétection) est très importante. Elle est évidemment déterminée par les objectifs du projet de recherche. Il s'agit donc de choisir la période pendant laquelle les conditions du milieu sont les plus favorables pour caractériser le phénomène à l'étude. Les conditions hydrologiques et l'activité biologique du milieu aquatique sont deux éléments qui interviennent directement dans le processus de définition de la période propice d'acquisition des données.



Comparaison des bandes spectrales des capteurs satellitaires.
LANDSAT TM et SPOT (HRV), et du capteur aéroporté MEIS-II

FIGURE 3.25

La période d'étiage a donc été retenue du fait qu'elle est la plus propice pour obtenir le portrait des pires conditions de pollution (niveau trophique) dans le fleuve Saint-Laurent. En effet, c'est à l'étiage que le niveau d'eau est à son plus bas; les herbiers et les zones de végétation submergée (macrophytes) sont plus apparents, et les conditions hydrologiques favorisent moins le mélange des eaux et, par conséquent, la dilution des eaux usées diminuée.

Dans le cas des données de télédétection acquises par plate-forme aéroportée, le moment (l'heure) dans la journée peut devenir un élément à considérer, si on tient compte de la position du soleil dans le ciel. Les travaux de RITCHIE *et al.* (1976) ont démontré que l'angle solaire a un effet direct sur les coefficients de corrélation entre le rayonnement solaire réfléchi et la concentration des solides en suspension. En effet, on note une augmentation importante de la corrélation avec des données acquise alors que les angles solaires sont inférieurs à 40° (tableau 3.1). Dans le but de comparer la performance des données aéroportées et des données satellitaires, il a été décidé de faire correspondre le moment des survols aéroportés au moment du passage satellitaire *LANDSAT TM*, soit entre 10h00 et 11h00 (heure locale).

3.1.7 PRÉPARATION DE LA CAMPAGNE DE TERRAIN

La préparation de la campagne de terrain est l'étape qui vient coiffer le six étapes précédentes; elle doit tenir compte, entre autre, des paramètres de qualité de l'eau, des sites d'échantillonnage, du choix des capteurs et aussi de la période d'acquisition. Cette préparation comporte une série sept (7) critères à considérer.

- il faut s'assurer que l'échantillonnage est conforme aux standards d'Environnement Canada (volume d'eau et préservatif requis par paramètre à analyser).

Tableau 3.1

COEFFICIENTS DE CORRÉLATION POUR LES ANALYSES DE
RÉGRESSION LINÉAIRE EN FONCTION DE L'ANGLE SOLAIRE, AVEC DES
DONNÉES *LANDSAT MSS*
(tiré de RITCHIE *et al.*, 1976)

BANDES SPECTRALES	LONGUEURS D'ONDES (nm)	RÉFLECTANCE	
		Angle d'élévation solaire < 40°	> 40°
4	500-600	0,83	0,65
5	600-700	0,91	0,72
6	700-800	0,96	0,83
7	800-1100	0,90	0,72

Tableau 3.2

SOMMAIRE DES CONDITIONS MÉTÉOROLOGIQUES
LORS DES DEUX JOURNÉES D'ACQUISITION

PARAMÈTRES	LE 8 SEPTEMBRE 1988	LE 16 SEPTEMBRE 1988
Température sèche de l'air vers 10h30	19,7	14,0
Vitesse moyenne des vents (km/h)	14,9	3,9

- il faut que la méthode de prélèvement soit reconnue par les gens d'Environnement Canada et puisse faire l'objet d'un contrôle de la qualité. En effet, il existe plusieurs approches pour échantillonner, soit par profondeur ou de façon intégrée. L'échantillonnage par profondeur consiste en un échantillonnage multiple à différentes profondeurs. Cette approche s'avère efficace si on tient compte du fait que l'activité biologique ainsi que le mélange des eaux qui prennent place en surface diffèrent de ce que l'on retrouve à 1,0 m et à 2,0 m. Quoique plus précise, elle demeure une procédure longue à exécuter et qui produit énormément d'échantillons à analyser ultérieurement en laboratoire. D'autre part, l'échantillonnage intégré prélève un volume d'eau sur une profondeur globale (ex: de la surface à 1,5 m de profondeur) (figure 3.26). Cette approche ne permet pas de discerner la stratification présente dans les eaux, mais elle est beaucoup plus rapide. La vitesse d'exécution de la procédure d'échantillonnage devient un facteur très important si on désire être le plus près possible, dans le temps, ce moment d'acquisition des données de télédétection (aéroportée et/ou satellitaire). Cela a évidemment des répercussions directes sur la précision des relations entre les données de terrain et les données numériques de télédétection. Au moment où le capteur de télédétection enregistre le rayonnement réfléchi à partir du sol, des conditions bien précises de pénétration de la lumière dans l'eau prévalent. Ces conditions changent évidemment à mesure que le soleil s'élève dans le ciel, de sorte qu'un échantillonnage tardif par rapport à la saisie de l'information par télédétection peut avoir des conséquences néfastes au niveau de l'analyse des données. Les différences possibles dans la qualité ou la charge des effluents ne peuvent être décelées avec un seul prélèvement qu'il soit fait par profondeur ou de façon intégrée.

- il faut préparer une fiche de description visuelle des caractéristiques biophysiques du milieu à chaque site (eau et rive). Ces informations sont importantes à la phase d'interprétation des données et comprennent :



- température (°C) sèche de l'air;
- température (°C) humide de l'air;
- état de l'atmosphère (clair, brumeux);
- vitesse du vent;
- état de la surface de l'eau (calme, rides, vagues);
- courant (nul, faible, moyen, fort);
- présence d'algues submergées (densité);
- couleur de l'eau;
- transparence de l'eau: profondeur du disque de *Secchi* (en mètre);
- odeur;
- distance du site par rapport au rivage;
- description de la végétation et de la topographie sur le rivage;
- poses photographiques;

- il faut que les équipes de terrain soient bien préparées de façon à être bien vigilantes lors de l'exécution de l'échantillonnage (précautions pour le prélèvement des échantillons et pour l'étiquetage).

Dans le cas des données aéroportées, il faut bien organiser le plan de vol et s'assurer de l'exclusivité de l'utilisation des instruments (capteurs) pour une période déterminée avec les gens de la firme qui offre ce service d'acquisition. En effet, selon les besoins



définis pour le projet de recherche, il y a plusieurs décisions à prendre. Il faut d'abord sélectionner l'ensemble de filtres (huit bandes spectrales) qui est le plus approprié aux études dans le domaine de l'eau, soit l'ensemble de bathymétrie passive. Ensuite il faut coordonner la mission d'acquisition dans le temps, c'est-à-dire spécifier le moment auquel les secteurs d'intérêt doivent être survolés. Avec les capteurs aéroportés, un chercheur a le loisir de choisir le moment exact, dans la journée, de l'acquisition des données de télédétection. Pour certains paramètres, il arrive que le moment d'échantillonnage dans la journée s'avère une variable importante. À cet effet, tout indique que la fluorescence pour la concentration d'un pigment dans l'eau est sujette à une variation diurne, avec un minimum à midi (DOLGIN et KHMEL'NITSKII 1984). Du choix du moment exact dépend directement la géométrie de visée, c'est-à-dire la direction de vol (azimut) de l'avion, car il faut absolument que ce dernier se dirige face ou dos au soleil de façon à éviter toute réflectance spéculaire dans l'eau. Lorsque le phénomène de specularité se produit, aucune information sur le milieu aquatique n'est enregistrée au niveau du capteur; on n'obtient alors qu'un scintillement.

Autre point important, la résolution spatiale requise pour atteindre les objectifs de recherche fixés. Il est évident que plus la dimension de l'élément de résolution spatiale au sol est petite, plus grandes sont les chances de capter les variations spatiales des phénomènes étudiés. Cependant, compte tenu de la configuration du système électro-optique aéroporté *MEIS-II*, la résolution spatiale ne peut descendre en-deçà d'un certain minimum (30 cm).

Deux (2) campagnes de terrain sont nécessaires pour le projet ; une qui correspond au passage du capteur aéroporté *MEIS-II* (le 8 septembre 1988), et une qui coïncide avec le passage du capteur satellitaire *TM* (le 16 septembre 1988). À l'origine, tous les efforts ont été évidemment orientés de façon à synchroniser les passages de l'avion et du satellite. Deux (2) principales variables difficilement contrôlables interviennent à ce stade. Les conditions météorologiques constituent une variable prépondérante qui



dirige une bonne partie du processus d'acquisition de données de télédétection, notamment en ce qui concerne les plates-formes satellitaires. Compte tenu du passage régulier de *LANDSAT TM* à tous les 16 jours, la première date arrêtée fut le 30 août 1988. Ce jour, les conditions météorologiques étaient idéales. C'est alors que la deuxième variable entre en jeu; la disponibilité de l'équipe et des instruments d'acquisition des données aéroportées (*MEIS-II*). Le 30 août 1988, le *MEIS-II* était en mission dans l'ouest canadien, de sorte qu'il fut impossible de réaliser toute l'acquisition la même journée.

Parallèlement, l'acquisition des données satellitaire *SPOT (HRV)* était compromise du fait que la programmation de requête avait priorisé les demandes relatives à la catastrophe de Saint-Basile-le-Grand. C'est alors qu'il a fallu prendre la décision de réaliser l'acquisition des données de télédétection en deux missions distinctes, en raison de l'avancement de la saison estivale et par conséquent de la diminution des probabilités de journées de beau temps à l'approche de l'automne.

Pour les données aéroportées, il a été convenue d'effectuer les survols lors de la journée suivante de beau temps (après le 30 août 1988) , sans tenir compte de la présence du capteur satellitaire *LANDSAT TM* ou *SPOT(HRV)*. Pour les données satellitaires *LANDSAT TM*, on a dû se conformer au calendrier de passage prédéfini, donc attendre au 16 septembre 1988). Par ailleurs, concernant les données *SPOT (HRV)*, on a obtenu le grille de programmation valide du 1er septembre 1988 à la mi-octobre 1988. Puisque les deux (2) campagnes de terrain correspondent avec l'acquisition des données aéroportées le 8 septembre et des données de *LANDSAT TM* le 16 septembre 1988, il ne restait à souhaiter que le passage de *SPOT* (finalement acquise le 9 septembre 1988) puisse coïncider avec une de ces deux (2) campagnes.

La préparation d'une campagne de terrain est une étape qui résulte de toutes les étapes précédentes.



La cueillette des échantillons a été soigneusement préparée et de fait, elle répond aux exigences des méthodes standardisées (volumes d'eau et préservatifs requis pour tous les paramètres de qualité de l'eau à analyser). La méthode d'échantillonnage intégrée a été retenue pour les deux campagnes de terrain. L'utilisation d'une jauge de type "sludge judge" (figure 3.26) a été adoptée pour permettre de recueillir rapidement les quantités d'eau nécessaires sur une profondeur de 1,5 m.

La réservation d'embarcations pour les deux secteurs et la formation de deux équipes de terrain ont été évidemment faites à l'avance. En état d'attente, par rapport aux conditions météorologiques, ces équipes ainsi que les pilotes des embarcations se devaient d'être toujours prêtes.

L'étape cruciale consiste à organiser le plan de vol pour l'acquisition des données aéroportées. Ce plan de vol doit être soigneusement préparé de façon à obtenir des données de la meilleure qualité possible en terme de traitement numérique d'image et de modélisation des paramètres de qualité de l'eau. Afin d'établir des comparaisons avec les données satellitaires et les données aéroportées, une superficie minimale de superposition a été définie. Pour chaque secteur, cette superficie doit évidemment couvrir l'extension spatiale de la zone où sont disposés les sites d'échantillonnage. Elle est à la fois minimale, afin d'obtenir une résolution spatiale des données aéroportées la plus fine possible, et à la fois suffisamment grande pour que le nombre de pixels des images satellitaires soit assez grand; il s'agit d'un compromis entre une résolution fine pour le développement des modèles et une superficie suffisamment grande pour donner une dimension spatiale aux phénomènes étudiés.

Il a été décidé de faire voler le capteur *MEIS-II* suivant quatre (4) survols adjacents. Une superposition d'environ 20 % d'un survol par rapport à un survol voisin permet de faciliter le repérage des éléments du terrain dans les images. L'acquisition des données se caractérise par des contraintes liées à la géométrie d'illumination du soleil et à la géométrie de visée du radiomètre à balayage. En effet, le fonctionnement du



radiomètre à balayage *MEIS-II*, oblige les usagers à orienter la direction de vol de l'avion en fonction de l'azimut du soleil; le soleil doit se trouver soit directement devant ou derrière l'avion pour éviter le phénomène de scintillement (ou spécularité) à la surface de l'eau. Cette direction de vol est déterminée suivant l'heure à laquelle les survols sont effectués. Ainsi, puisque l'on désire que les conditions du milieu aquatique soient relativement semblables lors du passage du capteur *LANDSAT TM* et lors des survols aéroportés, il faut faire voler l'avion approximativement à la même heure que celle du passage satellitaire (aux environs de 10h00 am, heure locale).

Un point important, suite à l'acquisition des données aéroportées, consiste à choisir la densité (en *bpi*, octets au pouce) des rubans magnétiques d'enregistrement la plus appropriées par rapports à nos besoins. En raison du fait que notre station de traitement d'image ne possède pas de lecteur de ruban, il a fallu envisager le mode d'enregistrement le plus économique en terme de coûts et de temps de lecture. L'enregistrement des données selon une densité de 6250 bpi a permis de compresser toutes les données numérique (400 mégaoctets) aéroportées sur seulement quatre (4) bandes magnétiques.

3.2 Acquisition des données

L'acquisition des données concerne la campagne de terrain ainsi que le passage des capteurs de télédétection pour l'enregistrement d'images numériques des secteurs d'intérêt.

3.2.1 CAMPAGNE DE TERRAIN

Tel que mentionné précédemment, il y a eu deux campagnes de terrain; une correspondant aux survols aéroportés (*MEIS-II*), le 8 septembre 1988 et une coïncidant au passage satellitaire *LANDSAT TM* le 16 septembre 1988. La réalisation d'une campagne de terrain se résume essentiellement à la collecte des volumes d'eau

requis pour les analyses et à la description du milieu physique à chaque site d'échantillonnage (annexe 2). Puisque l'acquisition des données de télédétection dans les domaines spectraux du VIR, les deux campagnes de terrain ont évidemment correspondu à des journées de beau temps. Les conditions météorologiques étaient relativement exceptionnelles, notamment pour la journée du 16 septembre alors que la température sèche de l'air, vers 10h30 s'approchait de la température moyenne de l'eau (18°C). De plus, pour cette journée, la vitesse moyenne du vent était relativement faible, soit 3,9 km/h. Le **tableau 3.2** résume les principales données météorologiques alors que l'on retrouve l'essentiel du sommaire météorologique mensuel de Saint-Hubert à l'**annexe 7**. Fait à remarquer, les précipitations reçues avant chacune des deux (2) campagnes de terrain étaient relativement faibles, de sorte que du 8 au 16 septembre, le niveau du fleuve Saint-Laurent est demeuré stable.

Après discussion avec Monsieur Tom Alföldi du Centre canadien de télédétection (délégué scientifique du CCT), il ne s'est pas avéré utile d'effectuer des mesures de réflectance sur le terrain, compte tenu du contexte du projet où les comparaisons temporelles des données sont tout à fait exclues. L'**annexe 1** contient les fiches de description physique du milieu de tous les sites d'échantillonnage

3.2.2 DONNÉES DE TÉLÉDÉTECTION

Une fois la mission d'acquisition des données de télédétection planifiée, la réalisation des survols aéroportés et des passages satellitaires est indépendante de la volonté de l'utilisateur. Dans la préparation de la campagne de terrain, l'accent a été mis sur le synchronisme des deux événements d'acquisition des données.

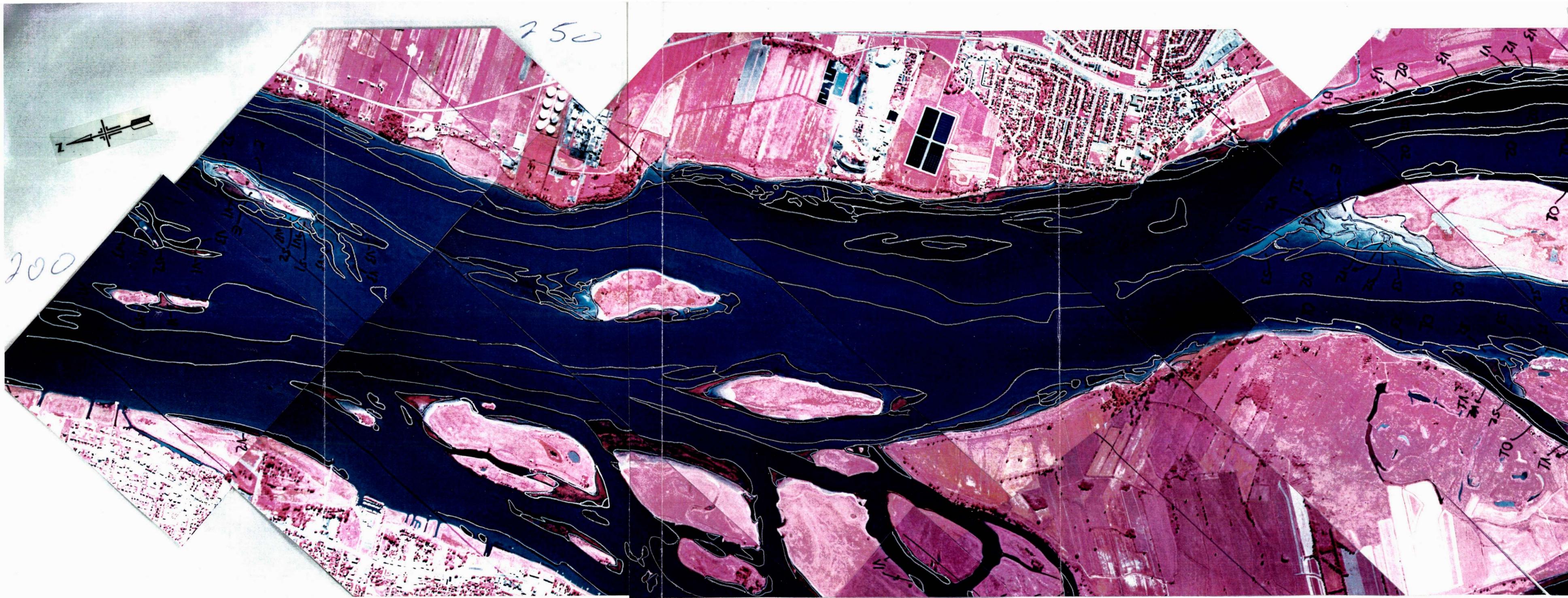
3.2.2.1 Photographie aérienne

Une série de photographies aériennes infrarouges fausse couleur a été acquise simultanément à l'acquisition des données numériques aéroportées. Les figures 3.27 et 3.28 constituent la représentation des deux secteurs à l'étude avec ce type de document.

3.2.2.2 Données numériques

Pour le développement des modèles qui relient les paramètres de qualité de l'eau aux données de télédétection, les données numériques des domaines spectraux du VIR sont indispensables. Une mésentente avec les gens de la compagnie *Innotech Aviation inc.* est à l'origine de l'absence des données infrarouges thermiques, lesquelles auraient pu fournir une information fort intéressante sur les températures de surface de l'eau. Le tableau 3.3 résume les principaux paramètres d'acquisition des données satellitaires alors que les tableaux 3.4 et 3.5 font la synthèse des paramètres relatifs aux survols aéroportés respectivement dans le secteur CUM-Varennnes et dans le secteur de Sorel. La figure 3.29 montre la disposition des quatre (4) survols du secteur CUM-Varennnes; fait à noter que le site 10 est hors de la ligne de vol 4 suite à une erreur dans l'exécution du plan de vol. La figure 3.30 illustre la disposition des quatre (4) lignes de vue du secteur de Sorel.

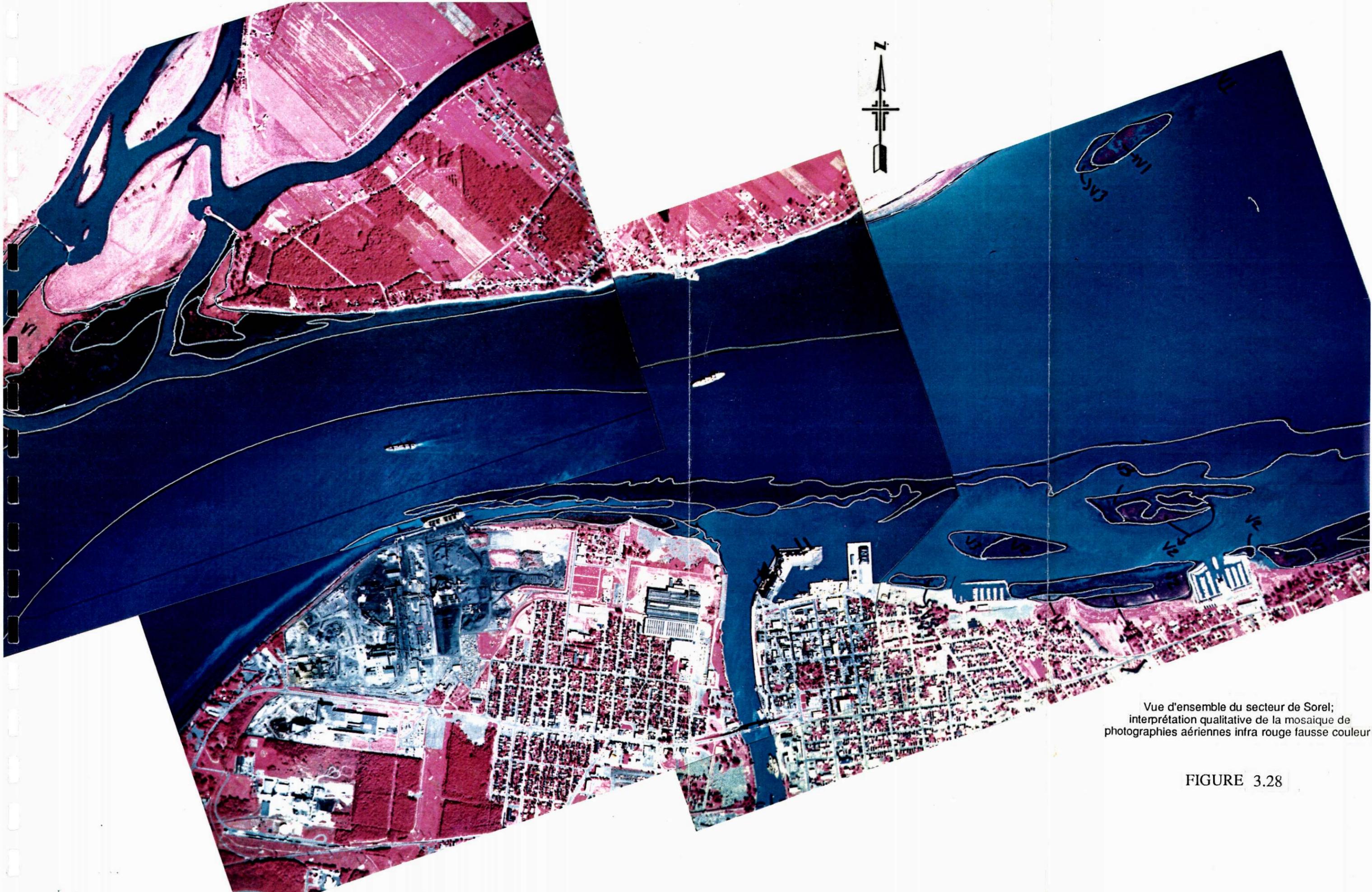
Chaque site d'échantillonnage, lors de l'acquisition des données aéroportées, a été documenté en terme de caractéristiques géométriques d'illumination et de visée et d'information auxiliaire. L'information auxiliaire comporte entre autre la position du site en longitude-latitude. L'annexe 4 compile la documentation pour tous les sites du secteur CUM-Varennnes et pour le secteur de Sorel.



16 CETTE IMAGE EST L'ENDOS DE L'IMAGE PRECEDENTE. CETTE PAGE N'A PAS DE VALEUR NUMERIQUE.

Vue d'ensemble du secteur de *CUM-Vareennes*; interprétation qualitative de la mosaïque de photographies aériennes infra rouge fausse couleur

FIGURE 3.27



Vue d'ensemble du secteur de Sorel;
interprétation qualitative de la mosaïque de
photographies aériennes infra rouge fausse couleur

FIGURE 3.28

Tableau 3.3

SOMMAIRE DES DONNÉES RELATIVES À L'ACQUISITION DES DONNÉES
SATELLITAIRES (*LANDSAT TM* ET *SPOT*) POUR LES SECTEURS
CUM-VARENNES ET DE *SOREL*

PARAMÈTRES	<i>LANDSAT TM</i>	<i>SPOT (HRV)</i>
Date	16-09-1988	09-09-1988
Heure d'acquisition (GMT)	15 h 02 min 55 s	16 h 09 min 20 s
Heure d'acquisition (locale)	10 h 02 min 55 s	11 h 09 min 20 s
CCT ID	MØ3644	MØ3547
Géoréférence	Oui	Oui
Angle de vue	0,0°	25,45°
Quadrant	DØ14-28-02 Quadrant no 3 moins 2 secondes	Scène entière

Tableau 3.4

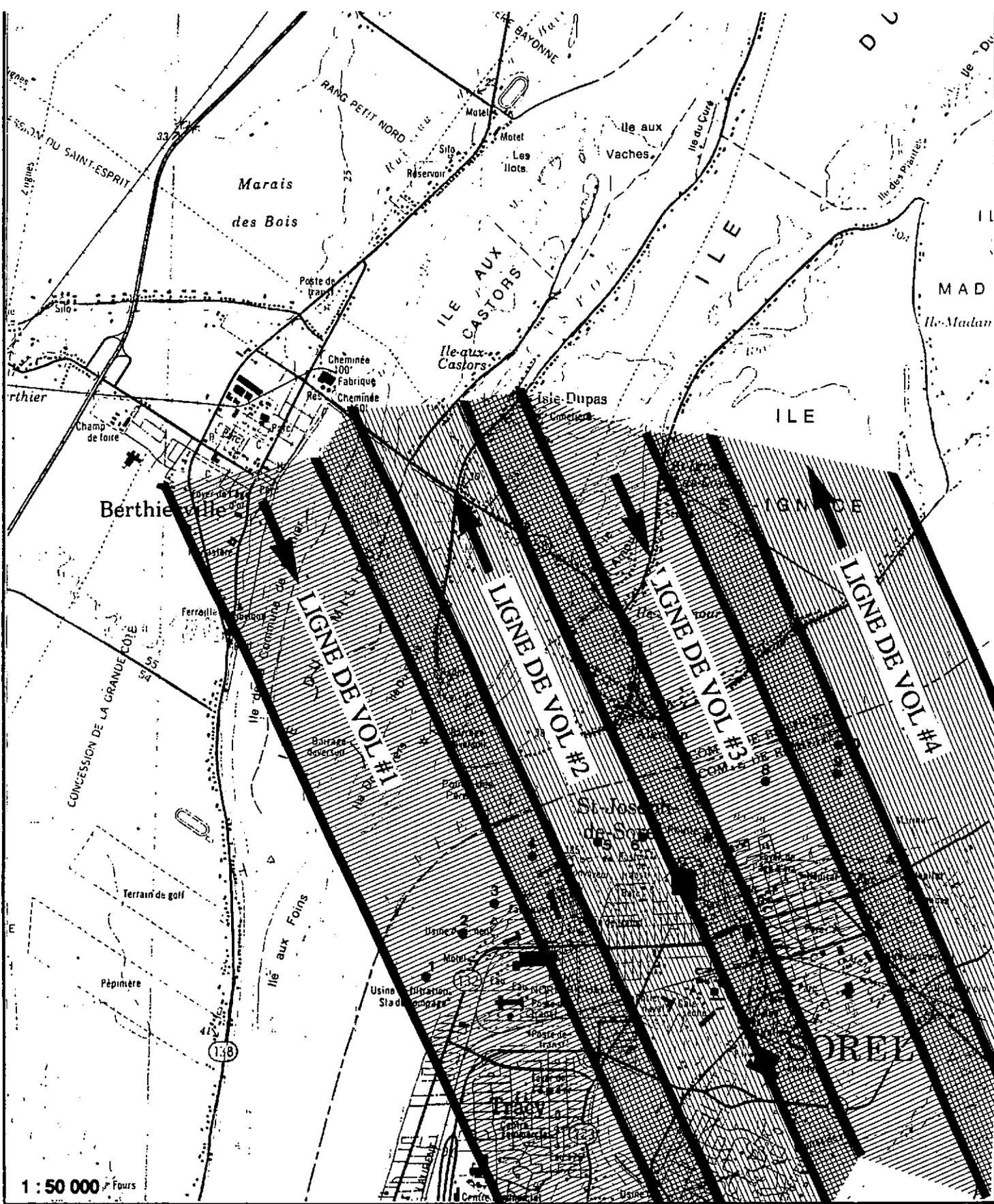
SYNTHÈSE DES PARAMÈTRES RELATIFS AUX SURVOLS AÉROPORTÉS
RETENUS, LE 8 SEPTEMBRE 1988, SECTEUR CUM-VARENNES

PARAMÈTRES	SURVOLS			
	1	2	3	4
Azimut du soleil (deg)	152,03		156,07	157,50
Direction de vol (deg)	325,10		325,60	325,60
Altitude de l'avion (m)	2402,00		2495,00	2536,00
Différence d'azimut (deg)	96,93		100,47	102,00
Heure du début de la ligne de vol (heure locale)	10h7min56s		10h24min12s	
		10h17min40s		10h34min20s
Heure de la fin de la ligne de vol (heure locale)	10h09min18s		10h24min55s	
		10h18min46s		10h35min11s

Tableau 3.5

SYNTHÈSE DES PARAMÈTRES RELATIFS AUX SURVOLS AÉROPORTÉS
RETENUS, LE 8 SEPTEMBRE 1988, SECTEUR SOREL

PARAMÈTRES	SURVOLS			
	1	2	3	4
Azimut du soleil (deg)	160,88	163,13		166,48
Direction de vol (deg)	155,50	328,20		326,70
Altitude de l'avion (m)	2477,00	2510,00		2474,00
Différence d'azimut (deg)	84,62	104,93		109,79
Heure du début de la ligne de vol (heure locale)	10h43min20s		10h58min41s	
		10h52min22s		11h05min50s
Heure de la fin de la ligne de vol (heure locale)	10h44min18s		10h59min47s	
		10h53min24s		11h06min48s



Positionnement des 4 lignes de vol adjacentes du capteur aéroporté MEIS-II du secteur de Sorel

FIGURE 3.30

Le **tableau 3.6** permet de voir l'heure d'acquisition des données aéroportées, dans le secteur CUM-Varenes le 8 septembre 1988, et l'heure d'échantillonnage à chaque site. Le retard du début de cette campagne d'échantillonnage peut être attribuable au temps requis à l'équipe de terrain pour se rendre de Sherbrooke au Chaloupier de Montréal, et aussi à l'attente de la confirmation à la fois des conditions météorologiques favorables et à la fois de la venue de l'équipe d'*Innotech inc.* pour l'acquisition des données de télédétection. À remarquer que du site no 1 au site no 10 ce retard s'accroît, notamment en raison du temps nécessaire pour recueillir les quantités d'eau requises à chaque site. On peut également se rendre compte de la différence entre la durée de l'acquisition des données de télédétection.

Le **tableau 3.7** permet d'analyser la situation pour le secteur de Sorel. N'eût été du retour du pilote au quai (délai de 30 minutes) pour des raisons hors de notre contrôle, la durée de la mission d'échantillonnage aurait été semblable à celle du secteur CUM-Varenes.

Les **tableaux 3.8 et 3.9** confrontent l'heure d'échantillonnage à chaque site à l'heure du passage du capteur *LANDSAT TM*, respectivement pour le secteur CUM-Varenes et le secteur de Sorel.

Du **tableau 3.10** il ressort que la campagne de terrain au 16 septembre 1988 s'est effectuée beaucoup plus rapidement que celle du 8 septembre 1988. Ceci s'explique par la vitesse du vent considérablement plus élevée le 8 septembre (vitesse moyenne de 14,9 km/h) par rapport à celle du 16 septembre 1988 (3,9 km/h). Avec un tel vent, il est nettement plus difficile de manoeuvrer l'embarcation dans le courant et, par conséquent, de demeurer à proximité du site (bouée). Ainsi, le temps moyen d'échantillonnage est forcément plus long avec des vents plus puissants.

Tableau 3.6

COMPARAISON DE L'HEURE D'ACQUISITION DES DONNÉES AÉROPORTÉES
 ET DE L'HEURE D'ÉCHANTILLONNAGE À CHAQUE SITE (STATION)
 AU SECTEUR CUM-VARENNES, LE 8 SEPTEMBRE 1988

NO DU SITE	HEURE D'ACQUISITION	HEURE MOYENNE D'ÉCHANTILLONNAGE	DIFFÉRENCE
1	10h08 8,05	10h41	0h33
2	10h08 8,59	10h51	0h43
3	10h24 17,42	11h14	0h50
4	10h24 18,19	11h27	1h03
5	10h34 34,85	11h42	1h07
6	10h34 35,86	11h57	1h12
7	10h34 37,50	12h16	1h41
8	10h34 39,73	12h26	1h51
9	10h34 41,30	12h37	2h03
10	-	12h54	-
DIFFÉRENCE DÉBUT-FIN	0h26 33,25	2h21	-

Tableau 3.7

COMPARAISON DE L'HEURE D'ACQUISITION DES DONNÉES AÉROPORTÉES
ET DE L'HEURE D'ÉCHANTILLONNAGE À CHAQUE SITE (STATION)
AU SECTEUR DE SOREL, LE 8 SEPTEMBRE 1988

NO DU SITE	HEURE D'ACQUISITION	HEURE MOYENNE D'ÉCHANTILLONNAGE	DIFFÉRENCE
1	10h43 32,34	10h55	0h11
2	10h43 31,74	11h08	0h24
3	10h43 31,06	11h58*	1h15
4	10h52 31,98	12h18	1h25
5	10h52 31,63	12h35	1h42
6	10h52 31,25	12h47	1h54
7	10h52 30,20	13h01	2h09
8	11h05 55,57	13h14	2h08
9	11h05 54,26	13h33	2h27
10	11h05 55,38	13h47	2h41
DIFFÉRENCE DÉBUT-FIN	0h22 23,04	3h00	-

* Retour du pilote au port (30 minutes de délais) pour des raisons hors de notre contrôle.

Tableau 3.8

COMPARAISON DE L'HEURE D'ACQUISITION DES DONNÉES SATELLITAIRES
 ET DE L'HEURE D'ÉCHANTILLONNAGE À CHAQUE SITE (STATION)
 AU SECTEUR CUM-VARENNES, LE 16 SEPTEMBRE 1988

NO DU SITE	HEURE D'ACQUISITION	HEURE MOYENNE D'ÉCHANTILLONNAGE	DIFFÉRENCE
1	10h02min55s	12h21	2h18
2	-	12h13	2h10
3	-	10h41	2h38
4	-	10h55	2h52
5	-	11h22	1h19
6	-	11h14	1h11
7	-	11h05	1h02
8	-	11h36	1h33
9	-	11h47	1h44
10	-	11h57	1h54
DIFFÉRENCE DÉBUT-FIN	≈ 2 secondes	1h47	-

Tableau 3.9

COMPARAISON DE L'HEURE D'ACQUISITION DES DONNÉES SATELLITAIRES
ET DE L'HEURE D'ÉCHANTILLONNAGE À CHAQUE SITE (STATION)
AU SECTEUR DE SOREL, LE 16 SEPTEMBRE 1988

NO DU SITE	HEURE D'ACQUISITION	HEURE MOYENNE D'ÉCHANTILLONNAGE	DIFFÉRENCE
1	10h02min55s	10h57	54
2	-	11h13	1h10
3	-	11h26	1h23
4	-	11h40	1h37
5	-	11h57	1h54
6	-	12h06	2h03
7	-	12h16	2h13
8	-	12h26	2h23
9	-	12h41	2h38
10	-	12h49	2h46
DIFFÉRENCE DÉBUT-FIN	≈ 2 secondes	1h57	-

Tableau 3.10

COMPILATION DU TEMPS MOYEN D'ÉCHANTILLONNAGE POUR UN SITE ET
DURÉE TOTALE D'UNE MISSION D'ÉCHANTILLONNAGE POUR LES DEUX
DATES ET POUR LES DEUX SECTEURS

SECTEUR	LE 8 SEPTEMBRE 1988		LE 16 SEPTEMBRE 1988	
	Temps moyen d'échantillonnage pour un site	Durée totale de la mission d'échantillonnage	Temps moyen d'échantillonnage pour un site	Durée totale de la mission d'échantillonnage
CUM-Varenes	9,7	2h21	5,7 min	1h47
Sorel	9,4	3h00*	3,7 min	1h57

* Retour du pilote au port (30 minutes de délais) pour des raisons hors de notre contrôle.

Comme expliqué précédemment, il est important d'éviter absolument les effets du scintillement à la surface de l'eau. Par conséquent, la différence entre l'azimut du capteur et l'azimut du soleil doit s'approcher de 90° . Plus on s'éloigne de cet angle (positivement ou négativement), plus les probabilités d'obtenir du scintillement sont grandes. Ainsi, les trois (3) survols d'intérêt du secteur *CUM-Varennés* montrent respectivement un éloignement de $6,93^\circ$, de $10,47^\circ$ et de 12° comparativement à $5,38^\circ$, $14,93^\circ$ et $19,79^\circ$ pour les trois (3) lignes de vols du secteur de Sorel. D'autre part, l'angle d'élévation solaire passe de $42,85^\circ$ au site 1 du secteur *CUM-Varennés* à $47,81^\circ$ au site 10 du secteur de Sorel. Ces angles sont supérieurs au seuil de 40° au-delà duquel on doit s'attendre à ce que les coefficients de corrélation soient plus faibles (RITCHIE et al. 1976).

3.3 Analyse des données *in situ*

L'analyse des données *in situ* débute par l'identification de l'origine des échantillons. Les programmes d'échantillonnage doivent être adaptés à chaque situation. Il s'agit de choisir le type d'échantillonnage le plus approprié, en fonction du contexte d'analyse. L'échantillonnage est donc caractérisé par quatre (4) paramètres; la localisation (positionnement) des sites, l'intervalle ou la fréquence dans le temps, la méthode d'échantillonnage et l'équipement. Le positionnement des sites (stations ou bouées) est décrit à la section 4.1.3.2. La fréquence est limitée à une fois par survol ou passage de capteur de télédétection. La méthode d'échantillonnage a nécessité une certaine recherche, à savoir qu'elle serait la méthode qui puisse correspondre le mieux aux contraintes de temps liées à l'acquisition (rapide) des données de télédétection. La méthode par échantillonnage par profondeur fut vite rejetée du fait qu'elle est onéreuse en temps et en frais d'analyse de laboratoire étant donné la multiplicité des échantillons. Après discussion avec des spécialistes d'Environnement Canada, la méthode d'échantillonnage intégrée sur 1,5 m a semblé être la plus appropriée.



Finalement, l'équipement utilisé pour réaliser l'échantillonnage fut une jauge ("sludge judge") de type tubulaire pouvant retenir près d'un (1) litre d'eau par plongée.

3.3.1 TECHNIQUES D'ANALYSE DE LABORATOIRE

Cette section implique la définition sommaire des techniques de laboratoire utilisées pour analyser les échantillons d'eau prélevés lors de la campagne de terrain. Le **tableau 3.11** résume pour chaque paramètre la description du test effectué, les références et la limite de détection. Ce tableau comprend strictement les analyses qui ont été réalisées au Laboratoire d'environnement S.M. inc. L'analyse de la chlorophylle *a* et du phéophytin *a* été effectuée dans les laboratoires de l'INRS-Eau à Québec. La température de surface ainsi que la profondeur du disque de *Secchi* sont les deux seuls paramètres dont la mesure a eu lieu directement sur le terrain lors de l'échantillonnage.

Les résultats des analyses de laboratoire et les autres mesures faites sur le terrain sont représentatifs du milieu en autant que les sites d'échantillonnage aient bien été disposés pour caractériser le(s) phénomène(s) étudié(s). Il faut cependant garder à l'esprit que, même répétées, les analyses ne donneraient pas des résultats identiques. Un écart de plus ou moins 10-20% autour de la médiane peut survenir (RAND et PETROCELLI 1985).

L'analyse de la chlorophylle *a* s'effectue par fluorimétrie et suit trois (3) étapes (STRICKLAND et PARSONS 1972). Premièrement, l'échantillon d'eau prélevé pour cette analyse est filtré pour séparer les algues. Deuxièmement, la chlorophylle contenue dans ces algues est extraite avec l'utilisation d'un solvant, l'acétone. La technique des ultrasons a été employée pour aider à l'extraction. Troisièmement, un second filtrage s'impose afin de libérer la chlorophylle des résidus du filtre en suspension.



Tableau 3.11

DESCRIPTION DES MÉTHODES UTILISÉES POUR L'ANALYSE DES PARAMÈTRES DE QUALITÉ D'EAU DU PRÉSENT PROJET

PARAMETRES	MILIEU	DESCRIPTION	REFERENCES	LIMITE DE DÉFECTION
Conductivité	Eau	Conductivimètre avec électrode de platine. La lecture est corrigée pour la température à 25°C.	SM-16 #205	0,2 µ
DBO ₅		Détermination de la qualité d'oxygène consommée par les micro-organismes après une incubation de cinq (5) jours. Le dosage se fait par électrode spécifique.	SM #507	3,0 mg O ₂ /l
Fer		Analyse par spectrophotométrie d'absorption "atomique, aspiration directe"	SM #303A	0,030 mg Fe/l
Huiles et graisses		Extraction liquide-liquide avec solvant organique (fréon) et détermination par gravimétrie	SM #503A	1,0 mg/l
Turbidité	Eau	Mesure photométrique à l'aide d'un turbidimètre Hach de la lumière réfléchi par les particules en suspension.	SM-16 #214 A, 214 B	0 UTN
pH	Eau	Mesure électrométrique à l'aide d'un pH mètre et d'une électrode combinée verre et référence au calomel.	SM-16 #423	0,01 unité
Nitrates et nitrites	Eau	Colorimétrie à 550 nm. Les nitrates sont réduits en nitrites sur colonne et de "cadmium, puis forment une couleur azo avec" le sulfanilamide et le dihydrochlorure de N-1-naphtyléthylènediamine.	SM-16 #419	0,1 mgN/L
Carbone organique total	Eau	Digestion en continue à l'U.V. en milieu "persulfate, détection à l'infra-rouge."	SM-16 #505B	0,1 mgC/L
Solides en suspension	Eau	Gravimétrie. Filtration sur filtre.	SM-16 #209C	1 mg/L
Phosphore total	Eau	Digestion à l'aide sulfurique et nitrique et colorimétrie au chlorure stanneux.	SM-16 #424C, 424E	0,05 mgP/L

L'analyse du phéophytin s'effectue simultanément à l'analyse de la chlorophylle *a*. La température de surface de l'eau a été mesurée à l'aide d'un thermomètre fixé au bout d'une corde. La profondeur du disque de *Secchi* correspond à la profondeur à laquelle le disque (tournoyant) disparaît; il permet d'obtenir une évaluation de la transparence de l'eau.

L'annexe 6 compile tous les résultats d'analyse en laboratoire pour les deux campagnes de terrain, pour les deux secteurs à l'étude.

3.3.2 TRAITEMENT STATISTIQUE DES PARAMÈTRES DE QUALITÉ DE L'EAU

Le traitement statistique, préconisé dans cette section, comporte une série de procédures qui permettent de connaître les variables ou paramètres de qualité de l'eau. Ce traitement se veut un support objectif, et non exclusif, à une analyse détaillée (LEGENDRE et LEGENDRE 1984). La présente section décrit donc les concepts statistiques associés à l'analyse des données issues des analyses en laboratoire des échantillons prélevés sur le terrain. Les méthodes habituelles telles les statistiques descriptives et la régression linéaire sont présentées.

Les statistiques descriptives comporte une série de mesures qui visent à décrire le comportement statistique d'une variable. Dans ce cas, la variable (paramètre de qualité de l'eau) est un échantillon au sens de "fragment" d'un ensemble prélevé pour juger d'un ensemble" (fleuve Saint-Laurent) (COLIN (1970)). Il y a trois (3) principaux groupes de mesures; le groupe des mesures de position, le groupe des mesures de dispersion et le groupe des mesures de forme.

Le groupe des mesures de position comprend la moyenne arithmétique, la moyenne géométrique, la médiane et les quartiles inférieur et supérieur. La valeur de la moyenne exprime la tendance centrale de l'ensemble des données. La médiane est la valeur de

part et d'autre décroît la fréquence d'occurrence. Plus la valeur de la médiane est près de celle de la moyenne, plus la distribution des données s'approche de la normalité.

Le groupe des mesures de dispersion comporte la variance et l'écart-type, le minimum, le maximum, l'étendue et le coefficient de variation. La variance est une statistique qui exprime la variabilité, c'est-à-dire la distribution des données autour de la moyenne. L'écart-type est la racine carrée de la variance. L'étendue est simplement la différence entre la valeur minimum et la valeur maximum des données. Le coefficient de variation est une mesure de la variation de la population. Cette valeur, qui est absolue du fait qu'il s'agit de l'écart-type divisé par la moyenne. Elle s'avère utile pour comparer plusieurs populations.

Finalement, le groupe de mesures de forme fait référence aux coefficients d'asymétrie et d'aplatissement. La mesure d'asymétrie informe sur l'allure de la distribution des données. Une distribution près de la normale aura une valeur se situant autour de zéro. Les valeurs du coefficient d'asymétrie sont soit positive ou négative selon que la médiane est inférieure ou supérieure à la moyenne. Le coefficient d'aplatissement concerne le degré auquel la distribution est concentrée autour de la fréquence la plus élevée. Dans le cas d'une distribution normale, ce coefficient est à zéro. Une valeur positive indique qu'une plus faible concentration des données se situe autour de la moyenne. À l'inverse, une valeur positive signifie que les données se concentrent d'avantage autour de la moyenne.

Deux méthodes ont été retenues dans la présente analyse statistiques, soit la corrélation et la régression linéaire.

3.3.2.1 *coefficient de corrélation*

Avant de tenter d'expliquer une variable (paramètre) par une autre, il faut avant tout vérifier ou mesurer le lien qui les unit. Le calcul du *coefficient de corrélation* établit, sur

une échelle de -1 à +1 (en %), la relation entre deux (2) variables. Il existe plusieurs types de corrélation; s'il s'agit d'une relation entre deux (2) variables quantitatives, distribuées normalement, il est question de corrélation linéaire simple (SCHERRER 1984). La corrélation revêt une assez grande importance dans la présente étude, à la fois pour établir les liens entre les paramètres de qualité de l'eau, mais également pour faire ressortir les relations entre les paramètres de qualité de l'eau et les données numériques de télédétection.

Le coefficient de corrélation entre deux (2) variables possède quelques propriétés. Il est d'abord un paramètre de distribution multinormale. Il peut être défini à partir de la variance des deux (2) variables corrélées et de leur covariance. Il peut se définir comme la moyenne géométrique des coefficients de régression mutuelle de chacune des deux (2) variables. Le carré du coefficient de corrélation est le coefficient de détermination.

Le type de corrélation de *Pearson* ($p < 0,001$) est celui qui a été retenu du fait qu'elle décrit la relation entre deux (2) variables quantitatives aléatoires (non contrôlées). Un autre type de corrélation, comme la corrélation de rang (*Spearman* ou *Kendall*), peut mener à une perte d'information avec la nature quantitative des données qui nous concerne. Le coefficient de corrélation sert à tenter d'estimer la valeur d'une variable dépendante à l'aide d'une variable prévisionnelle (indépendante). Le calcul du *coefficient de corrélation* de *Pearson* fait intervenir la co-variance de deux ensembles de données et la variance individuelle de ces deux ensembles (GREGORY 1974; SCHERRER 1984). Un coefficient élevé, près de +1 ou de -1 indique qu'il y a une forte relation entre deux variables en terme de fluctuations.

Il est important de mesurer la signification statistique de la relation observée, par le test *t* de *Student*, selon la formulation suivante:

$$t = r(n-2)^{-2} / (1-r^2)^{-2}$$

où r est le coefficient de corrélation et n le nombre de paires de données étudiées. Le degré de liberté sont $(n-2)$. Par ailleurs, le coefficient de détermination, r^2 , est une mesure de la fraction (proportion) de la variance totale d'une variable qui est expliquée par la variation d'une autre.

3.3.2.2 la régression linéaire

La régression est une procédure qui permet d'ajuster une équation à un ensemble de de valeurs (données). Cette équation prédit une variable réponse à partir d'une fonction qui réunit des variables. Des paramètres sont ajustés de sorte qu'une mesure d'ajustement est optimisée. Par exemple l'équation de la *j^{ème}* observation serait :

$$y_j = a + bx_j$$

où y_j est la variable réponse (variable dépendante), x_j est la variable régressive (variable indépendante), a et b sont les paramètres inconnus à être estimés. On assume que la valeur de y dépend de la valeur de x . La variable dépendante y diffère de la moyenne de son ensemble de données (\bar{Y}) de la même façon que la valeur x diffère de sa moyenne (\bar{X})

Pour les relations simples qui prennent place entre deux (2) paramètres de qualité de l'eau, la méthode pour estimer les paramètres a et b consiste à minimiser la somme des carrés des différences entre les valeurs observées et les valeurs calculées par l'équation. Ces estimations s'appellent les estimations des moindres carrés.



3.4 Traitement des données de télédétection

Le traitement des données de télédétection constitue l'étape cruciale du projet de recherche. C'est dans cette section qu'est définie toute l'approche préconisée pour extraire toute l'information nécessaire pour établir des relations entre des données acquises à distance et sans contact avec le milieu aquatique, et des paramètres de qualité de l'eau que sont les mesures *in situ*.

Cette section comporte cinq (4) divisions, soit (i) la photo-interprétation des photographies aériennes conventionnelles, (ii) le traitement numérique des données de télédétection, (iii) le développement de modèles, et (iv) l'évaluation de la précision des modèles.

3.4.1 PHOTO-INTERPRÉTATION

La photo-interprétation est une procédure d'analyse de phénomènes qui prennent place dans un territoire bien défini. Cette procédure comporte une séquences d'étapes distinctes mais reliées (GAGNON 1974). Il y a (i) la détection qui permet de reconnaître un objet ou phénomène dans un certain environnement. L'échelle du document influence directement les résultats de cette étape. Il y a (ii) l'identification qui consiste à étiqueter un objet ou phénomène par analogie avec des éléments connus. Il y a (iii) l'analyse qui fait référence au regroupement en zones homogènes des objets ou phénomènes de même nature, ainsi qu'à leur délimitation. C'est vraisemblablement à cette étape que la photo-interprétation commence. Il y a (iv) la déduction qui fait intervenir ici l'expérience du photo-interprète. Il s'agit ici d'utiliser une information qui n'apparaît pas directement sur la photo; c'est une information abstraite qui souvent vient d'autres sources que la photo. Finalement, il y a (v) la classification qui est l'étape ultime de description précise et systématique des surfaces analysées et délimitées. La classification s'effectue souvent avec l'aide de certains contrôles sur le terrain. Elle

sous-entend des notions de jugement par rapport à la généralisation nécessaire pour l'obtention d'un document final clair. Ce document est bien sûr codifié selon un légende explicite.

Dans le cadre de notre projet, la photographie aérienne est considérée comme un document de haute résolution spatiale. La degré de détail confère à ce document un capacité d'identification de certains phénomènes par photo-interprétation. Il y a la photographie conventionnelle dite noir et blanc et il y a la photographie infrarouge fausse couleur.

3.4.1.1 Photographies aériennes noir et blanc

La photographie noir et blanc transmet une information acquise dans la totalité de la partie visible du spectre électromagnétique. Ce sont souvent les seuls documents disponibles pour la préparation d'un projet comme celui qui nous concerne. A peu près tout le Québec méridional est couvert périodiquement par la photographie aérienne et à intervalles régulier dans le temps, de sorte que l'on retrouve des photos relativement récentes pour entreprendre une étude. Dans le cadre de notre projet, ces photos peuvent notamment servir à pré-analyser les secteurs retenus. En effet, on peut y discerner un certains nombre d'éléments qui peuvent aider à révéler la présence de phénomènes liés à la pollution de l'écosystème aquatique.

3.4.1.2 Photographies aérienne infrarouge fausse couleur

La photographie infrarouge (IR) fausse couleur est acquise sur une émulsion sensible aux radiations du vert, du rouge et de l'infrarouge, du type *Kodak Aerochrome 2443*. Il y a trois (3) principaux avantages liés à l'utilisation de la photographie aérienne infrarouge (SABBINS 1978). Il y a (i) l'amélioration de la pénétration de la brume (*haze*) qui résulte en l'élimination de la lumière diffuse. Par conséquent, ces photographies sont caractérisées par un meilleur contraste et une résolution spatiale plus élevée. Le (ii)



maximum de réflectance pour la végétation survient dans la partie *IR* du spectre (700-900 nm). Puisque le rayonnement *IR* (iii) est absorbé par l'eau, les limites entre les milieux aquatique et terrestre sont très claires.

Les principes de photo-interprétation demeurent les mêmes. Pour le présent projet, ces photos apportent une information non négligeable sur la localisation de secteurs caractérisés par l'abondance de la végétation aquatique (macrophytes).

Le terme *fausse couleur* fait référence à une pellicule (film) dont les sensibilités spectrales ont été déplacées. La couche *cyan* est reçoit rayonnement *IR*, la couche *magenta* reçoit le rayonnement rouge, et finalement la couche jaune reçoit le rayonnement vert. Le **tableau 3.12** compile un ensemble de signatures de terrain sur pellicules couleur normale et infrarouge couleur.

3.4.2 TRAITEMENT NUMÉRIQUE DES IMAGES

Le traitement numérique d'image en télédétection consitue une discipline en soit. En terme général, le traitement d'image consiste à extraire l'information contenue dans les images obtenues par télédétection. Les images analysées sont numériques, c'est-à-dire spatialement quantifiées en pixels (éléments d'image) et radiométriquement quantifiées en niveaux de gris discrets (RICHARDS 1986).



Tableau 3.12

COMPARAISON DES SIGNATURES DE TERRAIN OBTENUES SUR
 PELLICULE COULEUR NORMALE ET SUR
 PELLICULE INFRAROUGE COULEUR
 (tiré de SABBINS, 1978)

CIBLE	SIGNATURE SUR PELLICULE COULEUR NORMALE	SIGNATURE SUR PELLICULE INFRAROUGE COULEUR
Végétation en santé		
. Feuillus	vert	rouge à magenta
. Conifères	vert	brun rougeâtre à pourpre
Végétation sous stress	vert	rouge foncé
Eau claire	bleu-vert	bleu foncé à noir
Eau silteuse	vert pâle	bleu pâle
Pénétration dans l'eau	bonne	bandes vertes et rouges: bonne
Interface milieu aqua- tique - milieu terrestre	discrimination pauvre à moyenne	bande IR: pauvre excellente discrimination

Il y a deux approches d'extraction d'information, chacune ayant leur propre objectifs qui souvent sont complémentaires. Il y a l'approche qui implique un analyste/interprète humain dans un processus d'inspection visuelle d'une image. On fait référence ici à l'analyse visuelle ou photo-interprétation d'image de télédétection. Les principes sont identiques à ceux de la photo-interprétation conventionnelle. D'autre part, il y a l'approche qui préconise l'utilisation de l'ordinateur pour faire l'examen de chaque pixel. Il s'agit d'une analyse quantitative où l'habileté à identifier les pixels est fondée sur leurs propriétés numériques. Le **tableau 3.13** compare les attributs de l'analyse visuelle et de l'analyse quantitative.

3.4.2.1 Pré-traitement

A ce jour, il n'existe pas de système d'acquisition en télédétection qui soit parfait. Dans le processus d'acquisition d'image, caractérisé par des contraintes de résolution spatiale, spectrale, radiométrique, et temporelle, surviennent des erreurs qui dégradent ou distordent la qualité de données enregistrées. Ces erreurs peuvent avoir un impact sur la précision de l'analyse qu'elle soit humaine ou par l'ordinateur. Par conséquent, on se doit de pré-traiter les données de télédétection préalablement à l'analyse. Les corrections géométrique et radiométrique sont celles qui sont le plus couramment appliquées aux images. Plus spécifiquement pour les données aéroportées, il y a la correction des effets dû à l'illumination.



Tableau 3.13

COMPARAISON DES DEUX APPROCHES
D'EXTRACTION D'INFORMATION VISUELLE ET QUANTITATIVE

(tiré de RICHARDS, 1986)

ANALYSE VISUELLE (ANALYSTE)	ANALYSE QUANTITATIVE (ORDINATEUR)
<ul style="list-style-type: none">· Analyse multispectrale limitée· Peut assimiler seulement un nombre de niveaux de gris distincts (16)· Détermination des formes est facile · Information spatiale facile à utiliser au sens qualitatif	<ul style="list-style-type: none">· Analyse multispectrale sans limite· Peut utiliser 256 niveaux de gris · Détermination des formes requiert un logiciel complexe· Techniques limitées disponibles pour utiliser les données spatiales

Les pré-traitements comportent également une série d'opérations ou de manipulations d'image de façon à mieux préparer l'analyse. En ce sens, il y a la conversion des niveaux de gris de l'image en unités physiques de rayonnement mesurables (reçu au capteur) comme la luminance (ex: $\text{mw} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{sr}^{-1}$) ou la réflectance. Il y a aussi le positionnement des sites (stations) dans l'image et l'opération associée de fenêtrage, deux manipulations qui permettent d'extraire les valeurs numériques de toutes les bandes spectrales pour tous les sites de prélèvement des échantillons d'eau du milieu aquatique. Il y a finalement le découpage de l'image en sous-images, plus adéquates pour analyser un secteur en particulier. Dépendant des cas, il peut s'avérer utile d'ajouter une étape de définition d'un masque qui couvre les superficies de l'image non occupée par le milieu aquatique, de sorte que toute l'attention visuelle est entièrement portée sur les eaux du fleuve.

i) correction géométrique

Lors de l'acquisition des données par les instruments de télédétection, un nombre de distortions géométriques systématiques et non-systématiques sont introduites dans les données-image. Au Canada, lorsqu'un usager commande une image satellitaire ou aéroportée, des corrections géométriques nécessaires sont préalablement appliquées (CCT 1987). Cependant, certaines erreurs par rapport à la géométrie exacte des éléments au sol peuvent persister. Le mode général de correction de ces effets, consiste à jumeler une série de points de contrôle, tirés de l'image, à une localisation exacte dans le repère cartographique correspondant (longitude latitude, *UTM*). L'utilisation d'un algorithme mathématique, spécifiquement conçu à ces fins, permet de replacer l'image entière (tous les pixels) dans un repère cartographique précis suivant une fonction de déformation. Si le but ultime d'une méthodologie est de produire des cartes de distribution spatiale des paramètres de qualité de l'eau à superposer à d'autres documents ou à introduire à un système d'information à

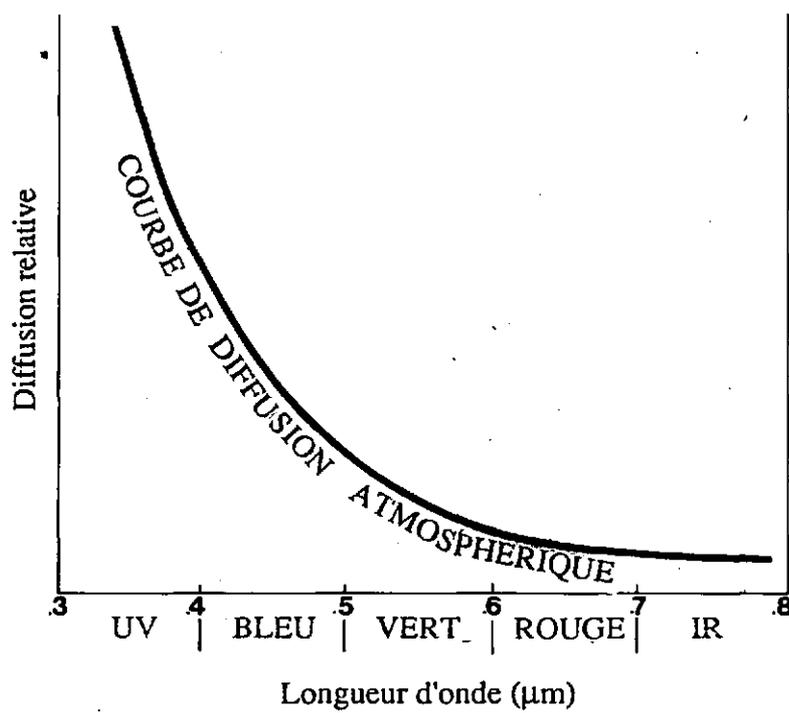
référence spatiale, la correction géométrique doit être absolument appliquée aux images d'intérêt.

ii) correction radiométrique

Quelle que soit la recherche à réaliser, la majorité des données de télédétection sont corrigées par des pré-traitements qui éliminent, à tout le moins réduisent substantiellement, les artefacts. L'atténuation des mesures de réflectance par la diffusion atmosphérique constitue un de ces artefacts. Dans ce cas, il faut éliminer la composante atmosphère afin d'approcher les valeurs vraies de réflectance.

L'atmosphère affecte le rayonnement de l'énergie électromagnétique, reçue par les capteurs, par la diffusion, l'absorption et la réfraction. Parmi ces composantes, la diffusion est habituellement dominante (SIEGEL *et al* 1980). Les effets de la diffusion consistent en une composante additive alors que les effets de l'absorption se traduisent par une composante multiplicative. Ces effets sont dépendants de la longueur d'onde (TURNER *et al* 1971; SLATER *et al* 1983), notamment pour des systèmes d'acquisition, tel *LANDSAT TM*, qui enregistrent des données dans les parties visible et proche infrarouge (*VIR*) du spectre. Selon le modèle de *Rayleigh*, la diffusion est inversement proportionnelle à la quatrième puissance de la longueur d'onde (**figure 3.31**). Ainsi, les bandes spectrales 1 et 2 de *LANDSAT TM*, et 2,6 et 7 du *MEIS-II* sont davantage affectées par la diffusion. La diffusion peut affecter les résultats des traitements numériques telles les manipulations de bandes spectrales (HOLBEN et JUSTICE 1981), l'estimation des indices de végétation (SPANNER *et al* 1984) et la définition des signatures spectrales (CARR *et al* 1983).





Diffusion atmosphérique en fonction de la longueur d'onde
(tirée de SABBINS 1978)

FIGURE 3.31

Plusieurs méthodes de correction atmosphérique ont été développées. Puisque l'ensemble des données du projet sont concentrées, dans le temps, autour de la même date, l'utilisation d'une méthode théorique (modèle de transmission atmosphérique et transfert radiatif, données de réflectance au sol, cible spécifique) (ROYER *et al* 1988; ALFÖLDI et MUNDAY 1978; LINDELL et KARLSSON 1986), quoique plus précise, n'est pas justifiée. De plus, il arrive qu'un projet de recherche nécessite des images acquises il y a déjà longtemps et pour lesquelles on ne possède pas toute l'information requise pour appliquer une méthode théorique de correction atmosphérique.

Dans ces circonstances, la technique simple de la soustraction *d'objet-sombre* ("dark-object") peut être employée (AHERN *et al* 1977, RITCHIE et COOPER 1987, CHAVEZ 1988). Cette méthode (ajustement d'histogramme) implique la soustraction d'une constante ou *biais* (valeur minimum de niveau de gris) de tous les pixels de l'image, en assumant que la brume ou voile atmosphérique ("haze") est constant à la grandeur de la scène, ce qui n'est pas toujours le cas. Cette correction est empirique mais cela est cependant mieux qu'aucune correction.

Il s'agit d'abord de trouver la valeur minimum dans l'image, pour chaque bande spectrale, à partir de l'histogramme des fréquences des niveaux de gris calculé pour l'image entière. La valeur obtenue, qui représente le taux de brume dans l'atmosphère, peut ne pas être tout à fait conforme aux modèles réalistes de la diffusion atmosphérique. Cette valeur est par la suite soustraite de tous les pixels de l'image, bande par bande. Il s'agit d'une correction empirique satisfaisante pour la présente étude. D'autre part, MACFARLANE et ROBINSON (1984) ont couplé cette approche avec un modèle simplifié de transfert radiatif, ce qui constitue un compromis par rapport à une méthode théorique et complexe.

Une deuxième technique simple est l'ajustement par régression (JENSEN 1986). Il s'agit d'extraire la valeur d'un certain nombre de pixels dans l'eau (profonde, homogène et



non turbide) pour toutes les bandes spectrales (ex: *LANDSAT TM*). Ensuite, les valeurs des pixels d'une bande (ex : *TM1*) sont mises en graphique (*scatterrogramme*) avec les valeurs correspondantes des pixels de la bande infrarouge (ex: *TM6*). Un modèle est ensuite ajusté par la technique des moindres carrés. La valeur du terme b de l'expression $y = ax+b$, c'est-à-dire l'ordonnée à l'origine (l'intercept), correspond au taux du biais introduit par la diffusion atmosphérique. Cette technique requiert beaucoup de manipulation numérique des données et n'amène pas nécessairement de meilleurs résultats en comparaison avec la technique de la soustraction de la valeur minimum.

Une troisième technique simple de correction de la composante atmosphère comporte la manipulation des bandes spectrales. En effet, le rapport de bandes spectrales est une opération qui produit de nouvelles images ou composés qui ne sont plus interprétées en tant que bandes spectrales. L'utilisation de ces nouvelles données-image s'avère souvent avantageuse comparativement à l'utilisation des valeurs originales de réflectance (DEKKER 1989; RITCHIE *et al* 1987; KHORRAM *et al* 1986; ARANUVACHAPUN et PERRY 1981). A cet égard, les variations de la réflectance (élévation solaire, influence atmosphérique, etc.) sont annulées. De plus, il ressort que les rapports de bandes fournissent plus d'information à propos de la forme de la courbe de la signature spectrale d'un objet, vue que deux bandes spectrales sont utilisées (LILLESAND et KIEFER 1987).

iii) positionnement des sites sur l'image et fenêtrage

Le positionnement des sites s'effectue par échantillonnage dans l'image. Il existe plusieurs techniques d'échantillonnage (LILLESAND *et al* 1983) pour extraire les valeurs numériques dans l'image correspondant aux sites sur le terrain où les échantillons d'eau ont été prélevés.

Il y a d'abord la technique d'extraction du pixel simple qui correspond à la localisation de l'échantillon dans le milieu. Comme il a été expliqué précédemment, chaque site est rigoureusement positionné grâce aux mesures d'arpentage et au transfert subséquent dans un repère cartographique. Il s'agit ici de faire correspondre les coordonnées de la carte de chaque site aux coordonnées correspondantes de l'image [ligne-colonne]. La notion de "pixel simple" est à considérer avec précaution du fait que la valeur d'un pixel d'une image (ex.: image satellitaire *LANDSAT MSS*) résulte non seulement de sa propre valeur mais également de la contribution des valeurs de ses huit (8) voisins contigus ou environnants (figure 3.32). Une fois l'ensemble de ces positions connues dans l'image, il est possible d'extraire les valeurs numériques pour toutes les bandes spectrales, étape primordiale pour amorcer la modélisation des paramètres de qualité de l'eau avec les données numériques de télédétection.

Il y a aussi la technique du voisinage qui extrait une fenêtre de [3X3] ou [5X5] pixels centrés autour du pixel d'intérêt. Cette technique de fenêtrage fait l'objet d'une utilisation courante dans les études de télédétection appliquées au domaine de l'eau (LINDELL et KARLSSON 1986; LATHROP et LILLESAND 1986; RITCHIE *et al* 1987). Les erreurs de précision quant au positionnement des sites (stations) dans l'image peuvent amener une incertitude quant à la véritable valeur spectrale des sites d'intérêt. A cet effet, le calcul de la moyenne des pixels d'une fenêtre de dimension [3X3] ou [5X5], centrées sur le pixel préalablement prélevé (technique précédente), et le remplacement de sa valeur originale par cette moyenne, a comme effet de réduire l'erreur de positionnement d'un site; les risques de prendre la valeur d'un pixel à côté du "bon" sont ainsi nettement diminués. Dans cette procédure, il faut cependant prendre soin de ne pas inclure des pixels de la rive dans la fenêtre. Une fenêtre de dimension [5X5] représente un échantillonnage physiquement et statistiquement acceptable (LINDELL et KARLSSON 1986).



2 %	4 %	1 %
20 %	52 %	14 %
2 %	4 %	1 %



Direction de balayage

Contribution des pixels contigus, ou environnants, à l'enregistrement de la valeur spectrale d'un pixel avec le capteur LANDSAT MSS (tirée de CURRAN, 1986)

FIGURE 3.32

De plus, compte tenu de la configuration électronique des instruments d'acquisition de données de télédétection, un certain taux de bruit intrinsèque peut être réduit par cette technique. En effet, lorsque la résolution spatiale (géométrique) est réduite, grâce au lissage des données imposé par la procédure de fenêtrage (moyenne), la résolution radiométrique (rapport signal/bruit) est accrue. Ceci se traduit par une meilleure discrimination des variations existantes sur le terrain par les capteurs de télédétection (LINDELL et KARLSSON 1986).

iv) correction de l'illumination

Par ailleurs, avec les données acquises par des capteurs montés à bord d'une plateforme aéroportée, il arrive qu'il y ait un problème d'*illumination* en raison du balayage qu'effectue l'instrument dans la saisie des données lors du survol. Si on trace le profil des valeurs des niveaux de gris, dans un secteur homogène (ex: l'eau), dans le sens perpendiculaire de la direction de vol, on peut noter une diminution de la valeur des niveaux de gris de part et d'autre de la partie centrale de l'image. En effet, la verticale est la distance la plus courte entre le capteur et le sol. Avec le principe de balayage, le capteur vise d'abord d'un côté (selon un angle bien précis) et puis balaie jusqu'à l'autre côté. Plus l'angle de visée est prononcé, plus la distance entre le capteur et le sol est grande. Par conséquent, le parcours optique étant plus grand, il est fort probable que les signaux reçus à partir de deux (2) surfaces de nature identique mais de localisation différente dans l'axe de balayage puissent ne pas apparaître selon la même intensité. Il existe plusieurs méthodes empiriques (VINCENT 1985) et théorique de correction des effets d'illumination. La technique du rapport de bandes est une des méthodes simples.



v) documentation des sites

La documentation des sites comporte la génération de trois séries de paramètres pour tenter de bien décrire la situation à chaque site, lors de l'acquisition des données avec le capteur aéroporté *MEIS-II*. Il y a une série de paramètres relatifs aux conditions d'acquisition, une deuxième qui fournit de l'information sur les caractéristiques de la géométrie d'illumination (soleil) et de visée (capteur) et une troisième, moins importante, qui porte sur quelques paramètres atmosphériques (température sèche et humidité relative). Le **tableau 3.14** est un exemple de fiche de documentation qui a été utilisée pour tous les sites du présent projet, pour les données aéroportées.

L'information auxiliaire comporte des renseignements sur le moment auquel le site est survolé et la localisation dans le repère cartographique et dans l'image de télédétection. Les coordonnées géographiques permettent de déterminer la déclinaison solaire pour l'estimation de la géométrie d'illumination.

Avec un capteur aéroporté, tel le *MEIS-II*, les effets directionnels peuvent être importants compte tenu de toutes les combinaisons possibles entre le moment d'enregistrement (position du soleil en hauteur et en azimut) et la trajectoire de la ligne de vol (différence d'azimut entre le soleil et le capteur). La **figure 3.33** illustre tous les paramètres angulaires liés à la géométrie d'illumination et de visée. D'autre part, la **figure 3.34** montre les paramètres géométriques liés à chaque survol aéroporté. On retrouve à l'**annexe 2** une description complète de tous les paramètres angulaires impliqués.

Tableau 3.14

PARAMÈTRES DE DOCUMENTATION DES SITES LORS DES SURVOLS AÉROPORTÉS

INFORMATION AUXILIAIRE RELATIVE À LA BOUÉE

- . Identification de la bouée: Varennes, bouée no 2
- . Identification de l'image: V03V1R
- . Date (jour-mois-année): 08-09-1988
- . Jour julien: 251
- . Heure à la bouée (hre h min): 10h08 8,589
- . Ligne de la position de la bouée: 1278
- . Colonne de la position de la bouée: 448
- . Latitude de la bouée: 45 40 27.00
- . Longitude de la bouée: 73 27 79.90

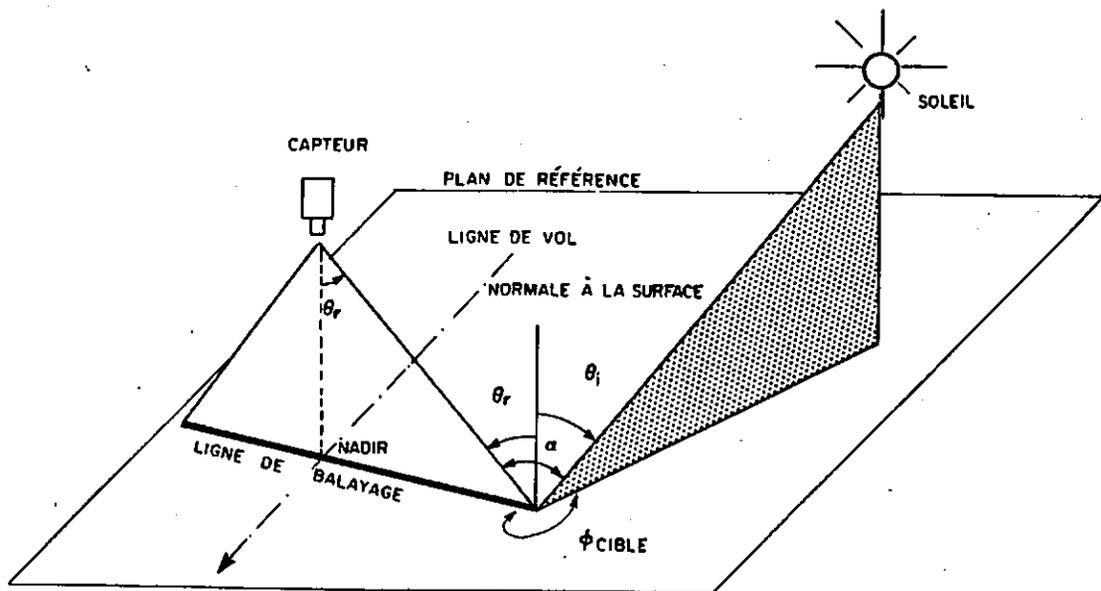
CARACTÉRISTIQUES DE LA GÉOMÉTRIE DE VISÉE DU SITE

- . Déclinaison solaire (deg): 6,03
- . Élévation solaire (deg): 42,84
- . Angle zénithal du soleil (deg): 47,16
- . Azimut du soleil (deg): 152,04

- . Altitude du capteur (mètre): 2402,0
- . Parcours optique (mètre): 2410,992
- . Parcours optique / altitude: 1,0037435
- . Angle zénithal du capteur (deg): 4,95
- . Direction de vol (deg): 325,10
- . Azimut du capteur (deg): 55,10
- . Différence d'azimut (deg): 96,94
- . Angle de diffusion (deg): 44,37

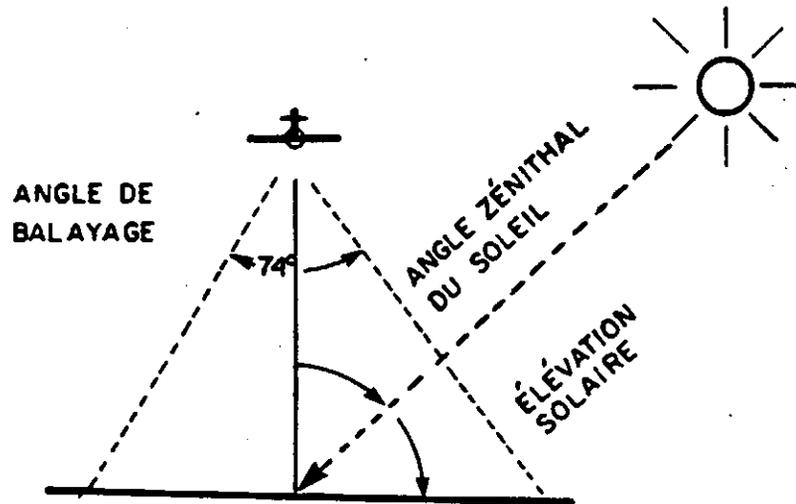
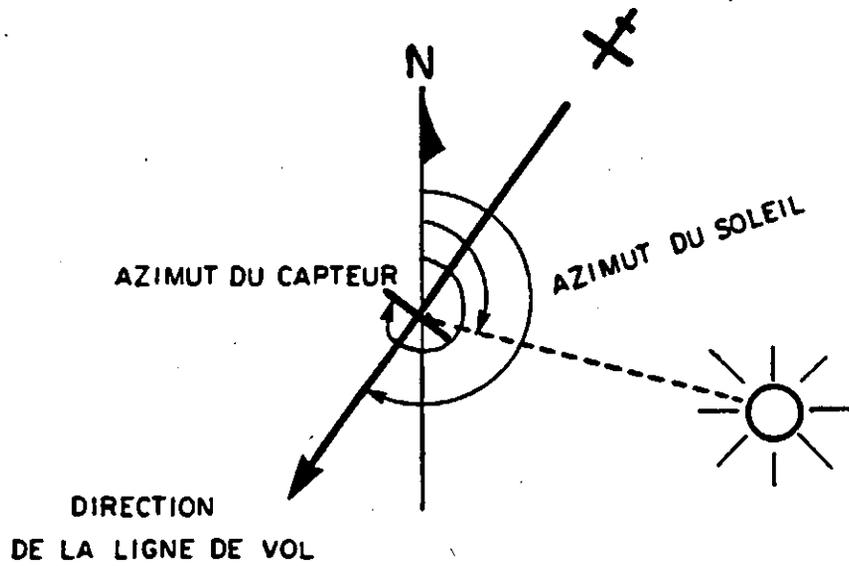
CARACTÉRISTIQUES ATMOSPHÉRIQUES DU SITE

- . Température sèche: 19,19
- . Humidité relative min. du jour: 46
- . Humidité relative max. du jour: 88



Paramètres angulaires liés à la géométrie d'illumination et de visée
(tirée de VINCENT, 1984)

FIGURE 3.33



Paramètres géométriques reliés aux lignes de vol (tirée de VINCENT,1985)

FIGURE 3.34

vi) conversion des niveaux de gris (DN)

Afin de pouvoir travailler avec des données numériques qui représentent des unités physiques mesurables telles la luminance et la réflectance, on doit convertir les valeurs de niveaux de gris originales. Cette conversion s'impose du fait que les comparaisons entre les bandes spectrales d'un même survol (aéroporté), et les comparaisons entre une bande spectrale spécifique de deux (2) survols différents se font difficilement sans cette conversion. L'unité physique courante en télédétection est le [milliwat par centimètre carré par stéradian] ($\text{mW} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{sr}^{-1}$). Les travaux de GRENIER (1987), RITCHIE *et al* (1987), de VERDIN (1986) et de ROBINOVE (1982) font état de cette transformation des niveaux de gris dans leur méthodologie.

Un premier changement apporté aux données aéroportées consiste à convertir les valeurs de niveaux de gris (DN) en valeurs de luminance apparente ($\text{mW} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{sr}^{-2}$). Cette conversion s'effectue selon une procédure qui fait intervenir une série de paramètres, relatifs aux caractéristiques du capteur. Il est important de noter ici qu'on parle de la luminance apparente et non de la luminance. La luminance apparente sous-entend que les corrections atmosphériques appliquées aux données sont empiriques, de sorte que les valeurs de luminance obtenues par la conversion sont des valeurs approchées et non absolues (réelles). Les valeurs de luminance apparente (LUMAPP) sont obtenues selon l'équation suivante qui évalue la luminance apparente monochromatique pour la longueur d'onde centrale :

$$LUMAPP = DN * (1 / (R(IBM) / G(IBM))) * (F / 100) * (100 / E)$$

où DN est le niveau de gris original [0-255], R est la sensibilité spectrale de la bande spectrale, G est le gain sélectionné pour la bande spectrale (sans unité), F est la fréquence de balayage (% Hz), et E est le temps d'exposition. La calibration du capteur aéroporté *MEIS-II* comporte huit (8) bandes spectrales (8 détecteurs) qui ont chacune

leur propre sensibilité (R). IBS est la bande spectrale d'intérêt. Pour ce qui est de la valeur du gain sélectionné (G), le capteur *MEIS-II* est en est doté de deux (2). La fréquence de balayage (F) et le temps d'exposition (E) sont les mêmes pour toutes les bandes spectrales.

À partir de la luminance apparente, on peut effectuer un deuxième conversion, soit la réflectance apparente (sans unité). Cette deuxième conversion fait appel à une série de paramètres relatifs à la position du soleil dans le ciel, c'est-à-dire la géométrie de d'illumination. La réflectance apparente s'obtient par l'équation suivante :

$$REFAPP = (PI * LUMAPP) / (MU * EO * D)$$

où PI vaut 3.1416....., $LUMAPP$ est la luminance apparente, MU est le cosinus de l'angle zénithal du soleil; ce dernier étant calculé à partir du programme de documentation présenté à la section précédente. EO est l'éclairement solaire direct au-dessus de l'atmosphère qui varie en fonction de la longueur d'onde (WOLF et ZISSIS 1976). Finalement D représente le coefficient de correction de la distance Terre-soleil (unité astronomique); il se calcule par l'équation suivante :

$$D = 1 / K^2$$

où K est un coefficient qui s'évalue par l'équation suivante :

$$K = 1 - (EE * \cos M)$$

où EE est l'excentricité de la Terre, et M est un coefficient qui se calcule par l'équation suivante :

$$M = (N * JJ) * CONV$$

où N est la variation moyenne du soleil par jour, JJ est le jour julien, et $CONV$ est un facteur de conversion de degrés à radians.



Le **tableau 3.15** compile tous les principaux résultats des opérations décrites dans cette section de pré-treatment, pour les données aéroportées; on y retrouve d'abord la correction par soustraction de la valeur du pixel "objet-sombre". Ensuite, il y a les valeurs corrigées de l'atmosphère converties en luminance apparente et réflectance apparente, qui sont respectivement la luminance et la réflectance corrigées. Finalement, on trouve les valeurs résultantes de l'opération de fenêtrage [3X3] et [5X5] sur les valeurs originales, de luminance apparente et de réflectance apparente.

Pour les données d'origine satellitaire, entre autre de *LANDSAT TM*, les corrections sont un peu moins onéreuses (CCT 1987). La luminance apparente s'obtient selon l'équation suivante:

$$LUMAPP = (DN / 255) * (LMAX(IBS) - LMIN(IBS)) + LMIN(IBS)$$

où *DN* est le niveau de gris, *LMAX* est la luminance spectrale maximale lorsque la luminance quantifiée et étalonnée d'un pixel particulier en valeurs numériques (*DN*) est égale à 255 en $mW \cdot cm^{-2} \cdot sr^{-1} \cdot \mu m^{-1}$, *LMIN* est la luminance spectrale minimale lorsque la luminance quantifiée et étalonnée d'un pixel particulier en valeurs numériques (*DN*) est zéro (0) en $mW \cdot cm^{-2} \cdot sr^{-1} \cdot \mu m^{-1}$. *IBS* est la bande spectrale d'intérêt. Pour ce qui de la conversion en unité de réflectance apparente, on prend la même formulation (*REFAPP*) que dans le cas des données aéroportées.



Tableau 3.15

TABLEAU DE CONVERSION: SOMMAIRE DES VALEURS DE TROIS (3) VARIABLES
(NIVEAUX DE GRIS, LUMINANCE APPARENTE ET RÉFLECTANCE APPARENTE)
POUR LES DONNÉES BRUTES ET CORRIGÉES

CAPTEUR : _____
 SECTEUR: _____
 DATE D'ACQUISITION: _____
 # BOUÉE: _____

bande spectrale	DN VO	Valeurs originales corrigées (DN)							LC			RC				
		VB	Fenêtre 3x3			Fenêtre 5x5			LO		3x3	5x5	RO		3x3	5x5
			x		c.v	x		c.v		VB	x	x		VB	x	x
1																
2																
3																
4																
5																
6																
7																
8																

DN: niveaux de gris
 VO: valeurs originales (0-255)
 VB: valeurs à l'emplacement du site (de la bouée)
 X: moyenne des pixels contenus dans la fenêtre
 : écart-type
 c.v.: coefficient de variation
 LO: valeurs originales de luminance apparente ($mW \cdot cm^{-2} \cdot Sr^{-1}$)
 LC: valeurs corrigées de luminance apparente ($mW \cdot cm^{-2} \cdot Sr^{-1}$)
 RO: valeurs originales de réflectance apparente (sans unité)
 RC: valeurs corrigées de réflectance apparente (sans unité)

Par ailleurs pour les données satellitaires *SPOT HRV*, un étalonnage absolu est effectué par le Centre National d'Études Spatiales (*CNES*) à Toulouse. Les coefficients *A* d'étalonnage absolu correspondants, en $nW \cdot cm^{-2} \cdot sr^{-1} \cdot \mu m^{-1}$, sont envoyés aux stations de réception (ex: Gatineau au Québec). Une deuxième valeur, relative au décalage absolu d'étalonnage, *B*, est également envoyée. Ainsi, la luminance spectrale (*LS*) d'une scène (en $nW \cdot cm^{-2} \cdot sr^{-1} \cdot \mu m^{-1}$) est calculée d'après la valeur numérique linéaire corrigée par l'équation suivante:

$$LS = QCAL / (A \cdot GM) + B$$

où le produit $(A \cdot GM)$ représente le gain d'étalonnage (en $nW \cdot cm^{-2} \cdot sr^{-1} \cdot \mu m^{-1}$).

(v) découpage en sous-image

Les images de télédétection acquises, aéroportées ou satellitaires, couvrent un territoire relativement grand, de sorte qu'il est fort utile de les découper en sous-images, lesquelles encadrent spécifiquement les secteurs d'intérêt. La manipulation des sous-images, pour toutes les opérations précédemment mentionnées, est beaucoup plus aisée.

3.4.2.2 *Analyse visuelle des images*

L'analyse visuelle des images de télédétection consiste à interpréter et analyser le contenu des images selon l'approche conventionnelle non assistée par l'ordinateur. Cependant, l'ordinateur est sollicité jusqu'à un certain point. En effet, puisque l'analyse visuelle est effectuée à partir d'un moniteur couleur d'une station de traitement numérique de données de télédétection, certains traitements relatifs à l'affichage sont appliqués.

Le rehaussement d'image consiste en la modification d'une image pour améliorer le rendu visuel, donc l'impact auprès de l'observateur ou analyste. Les méthodes de rehaussement, qui sont appliquées individuellement pour chaque bande d'une image multispectrale, sont nombreuses: rehaussement de contraste, les rapports de bandes, le filtrage spatial, le rehaussement d'arêtes et autres transformations (ex: analyse en composantes principales, calcul des indices de végétation et l'analyse de la texture) (RICHARDS 1986; JENSEN 1986; SABBINS 1978).

La très grande majorité des images sont caractérisées par un ensemble de niveaux de gris qui s'étendent sur une gamme souvent inférieure à 125 niveaux de gris. Compte tenu du fait que l'intensité à chaque pixel d'une bande spectrale est enregistré sur huit (8) octets, soit 256 niveaux de gris, on dénote une sous-utilisation de l'étendue dynamique disponible. Le rehaussement radiométrique, ou de contraste, comporte une série de techniques qui consistent globalement à étaler les données originales dans l'intervalle permis de 256 niveaux de gris, dans le but d'augmenter ou améliorer les contrastes de l'image.

Pour produire une image avec un contraste optimal, il faut utiliser l'étendue entière des niveaux de gris. Les techniques de rehaussement de contraste employées consistent à étaler les valeurs de niveaux de gris (DN) sur les 256 niveaux disponibles et varient selon la nature des données originales. Ces étalements peuvent être linéaire, Gaussien, par isopopulation, logarithmique ou exponentiel

3.4.2.3 *Manipulation des bandes spectrales*

Il arrive que les bandes spectrales prises individuellement ne permettent pas d'obtenir certains résultats attendus. La manipulation des bandes spectrales, tels les rapports de bandes, l'analyse en composantes principales et les indices de chromaticité, peut fournir de l'information qui ne se dégage pas immédiatement des bandes spectrales originales.

i) rapports de bandes

Il arrive, comme on l'a vu dans la section précédente, que la différence entre les valeurs de brillance de matériaux de surface similaires soient causées par les conditions topographiques, les ombrages, les changements saisonniers de l'angle d'illumination et d'intensité solaire. Ces conditions peuvent diminuer l'habileté de l'interprète ou d'un algorithme de classification automatisé à identifier correctement les matériaux de surface. Ces effets environnementaux sont heureusement réduits grâce à la technique de rapport de bandes. De plus, le rapport de bande a l'avantage de pouvoir fournir une information unique non disponible dans une bande spectrale simple (SATTERWHITE 1984; DEKKER *et al.* 1989)). Les rapports de bandes spectrales consistent à la division des niveaux de gris (DN) d'une bande par les niveaux de gris (DN) correspondant d'une autre bande.

ii) analyse en composantes principales

L'analyse en composantes principales (aussi appelé *ACP* ou analyse de *Karhunen-Loeve*) constitue un apport significatif dans l'analyse des données de télédétection. Dans le présent rapport, l'*ACP* peut être utilisée pour comprimer le contenu en information d'un nombre de bandes spectrales (ex: sept (7) bandes de *LANDSAT TM*) en deux (2) ou trois (3) images transformées de composantes principales. La nature multispectrale ou multidimensionnelle des images de télédétection peut être réorganisée en construisant un espace-vecteur qui a autant d'axes qu'il y a de bandes spectrales. Le but ultime est de travailler avec un nombre réduits de composés-images, lesquelles doivent expliquer le maximum de variance. La procédure complète de transformation est trop longue pour qu'elle soit détaillée dans la présente section; JENSEN (1986), RICHARDS (1986) et SHORT (1982) en font une très bonne description. En résumé, cette méthode utilise d'abord la matrice de covariance (concept mathématique très important dans l'analyse multispectrale des données de télédétection) pour connaître la dispersion des valeurs des pixels. Ensuite, il faut



calculer les valeurs et les vecteurs propres. Les vecteurs propres représentent les nouveaux axes qui vont permettre (par combinaison linéaire) le déplacement du système de coordonnées original (translation et rotation) vers un nouveau système où les axes n'ont aucune corrélation entre eux, c'est-à-dire que les nouveaux composés-images, ou composantes principales, sont statistiquement indépendants les uns des autres. Cette procédure permet donc de compresser un grand nombre de bandes spectrales (ex: huit (8) avec *MEIS-11*) à deux (2) ou trois (3) nouvelles images qui explique de 95% à 99% de la variance.

La technique de l'analyse en composantes principales peut être utilisée en tant que pré-traitement. En effet, le bruit présent dans les sept (7) bandes spectrales de *LANDSAT TM* peut être réduit sans abaisser le contenu en information des données en utilisant cette technique (HORN et MORISSEY 1984; CARPENTER et CARPENTER 1983).

iii) indices de chromaticité

La technique de chromaticité, telle que décrite par MUNDAY et ALFÖLDI (1979), HARDY et JEFFERIES (1981), BUKATA (1983), MCFARLANE et ROBINSON (1984) ainsi que LINDELL et KARLSSON (1986), a été utilisée pour cartographier la qualité de l'eau, notamment la concentration des solides (sédiments) en suspension. Le principe de l'analyse de chromaticité est fondée sur la capacité d'appariement de l'oeil humain. Le calcul des indices de chromaticité est une transformation simple des données originales. En effet, il s'agit de calculer trois (3) coefficients (ou coordonnées) de chromaticité (x,y, et z) à partir des trois(3) bandes spectrales qui se situent respectivement dans la partie (ou trimulus) bleu (X) , vert (Y) et rouge (Z) du spectre électromagnétique, selon les équations suivantes :

$$x = X / (X + Y + Z)$$

$$y = Y / (X + Y + Z)$$

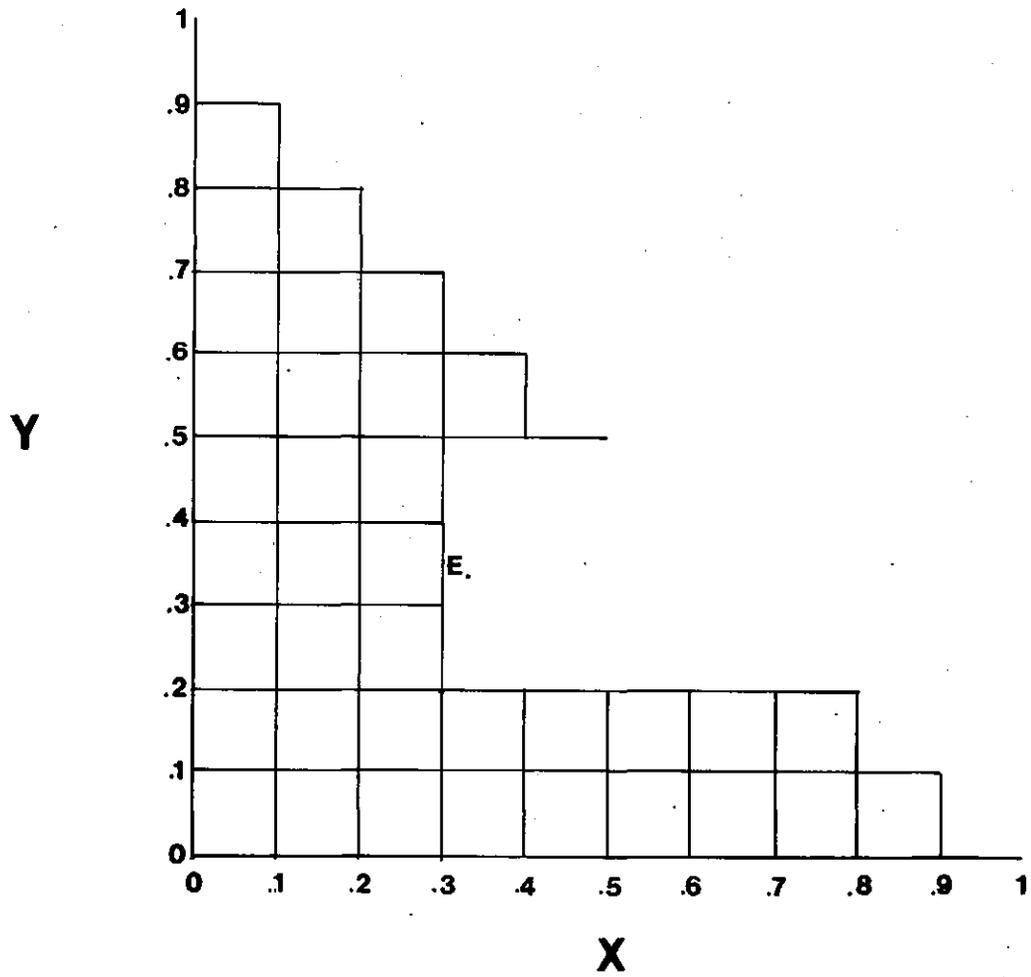


$$z = Z / (X + Y + Z)$$

où $(x + y + z)$ est égale à 1. Les trois (3) indices ainsi calculés forment un nouvel espace-donnée au même titre que les composantes principales. La construction d'un scatterrogramme, où deux coefficients de chromaticité sont mis en rapport (x et y , x et z , y et z) forme un *loci* (S). Un *loci* est le lieu géométrique (ou graphique) de la relation qui interrelie deux coefficients de chromaticité. Les valeurs des pixels aux sites d'intérêt y sont disposées de sorte qu'il est possible de caractériser un paramètre de qualité de l'eau (**figure 3.35**). La transformation par les indices de chromaticité permet de réduire significativement les effets des variations multitemporelles. Aussi, de par l'ajustement atmosphérique intrinsèque à la technique, la transformation peut permettre d'accroître la corrélation entre les données de télédétection et celles des paramètres de qualité analysée directement dans le milieu aquatique.

3.4.3 DÉVELOPPEMENT DE MODÈLES

Le développement de modèles, qui relie les données acquises par télédétection aux données *in situ* de qualité de l'eau, constitue l'étape ultime de la présente étude. Trois principales approches ressortent des études réalisées dans ce champs d'application; il y a l'approche selon une modélisation dite théorique (MCCLUNEY 1976), il y a l'approche basée sur une modélisation empirique (LATHROP *et al* 1986; KHORRAM *et al* 1986; RITCHIE et COOPER 1988; CURRAN 1986 et BAJTLIK 1986), et finalement l'approche mixte qui se situe à mi-chemin entre les deux (LINDELL et KARLSSON 1986; BÉNIÉ *et al* 1985; MACFARLANE et ROBINSON 1983; MUNDAY et ALFÖLDI 1979). L'étude de BENMOUFOK (1987) et MCCLUNEY (1976) définit bien chacune des ces approches et les situe dans des applications bien précises.



LOCI de chromaticité

FIGURE 3.35

L'approche selon le modèle théorique permet d'obtenir des valeurs absolues des paramètres de qualité étudiés, ou si on veut, ils sont universels. En effet, ces modèles quantifient de manière explicite les propriétés spectrales de chacun de ces paramètres. Le modèle théorique nécessite l'utilisation de sous-modèles relatifs aux processus optiques impliqués et au transfert radiatif.

D'autre part, l'approche selon le modèle empirique est simplement fondée sur la mesure simultanée des données de télédétection (réflectance apparente) et d'un certain nombre de paramètres de qualité de l'eau d'intérêt dans le milieu aquatique (données *in situ*). Le modèle se résume à établir les relations mathématiques, basées sur les corrélations, entre les deux (2) ensembles de données. La complexité du modèle est proportionnelle au type de relation entre les données, soit linéaire, de puissance, exponentielle, etc. Cette approche a l'avantage de satisfaire les besoins immédiats des utilisateurs. Cependant, elle fournit des modèles qui sont strictement valables pour la période d'acquisition des données puisqu'il n'est pas possible de modifier les variables qui représentent, par exemple, l'évolution des conditions atmosphériques dans le temps.

L'utilisation mixte des deux approches précédemment décrites constitue une alternative intéressante. Elle requiert tout de même beaucoup de données pour résoudre les systèmes d'équations du transfert radiatif, par exemple. Il est évident que dans l'éventualité où le Centre Saint-Laurent compte sur les données de télédétection pour améliorer ses techniques de suivi des paramètres de qualité de l'eau, les modèles devraient progresser vers l'approche mixte.

La présente section se divise en quatre parties; (1) une première qui porte sur l'utilisation du coefficient de corrélation, (2) une deuxième qui traite des courbes qui illustrent les relations entre les données de télédétection et les données *in situ*, (3) une troisième qui se penche sur l'ajustement de courbes ou la modélisation, et (4) une



quatrième qui concerne l'évaluation de la précision des modèles. Ces trois (3) parties expliquent le cheminement préconisé avec l'approche empirique qui a été retenue (section 4.2.3.3).

3.4.3.1 coefficient de corrélation

L'utilisation des données (images) de télédétection pour décrire les conditions d'un paramètre de qualité de l'eau dépend souvent de l'association statistique entre les variables acquises par télédétection et les variables *in situ* (CURRAN et HAY). La méthode la plus couramment employée est le coefficient de corrélation.

Le coefficient de corrélation constitue le point de départ de l'approche de modélisation empirique. En effet, il faut d'abord connaître les relations qui existent entre les paramètres de qualité de l'eau et les images de télédétection. Le coefficient de corrélation utilisé dans la présente est celui de *Pearson*, tel que décrit précédemment. Systématiquement, toutes les bandes spectrales (données de télédétection) sont corrélées avec tous les paramètres de qualité de l'eau (données *in situ*) sans aucun égard aux corrélations connues dans les diverses études réalisées dans le passé. Ainsi, on obtient une matrice de corrélation que l'on analyse afin de voir qu'elles sont les corrélations prédominantes. Tout coefficient de corrélation d'une valeur plus petite que +0.5 ou -0.5 n'est aucunement considéré. De cette façon, pour chaque paramètre de qualité de l'eau, on observe et analyse toutes les bandes spectrales qui s'y corrélient selon un coefficient supérieur à 50%. Evidemment que seule la (ou les deux (2) meilleures) bande(s) spectrale(s) qui affiche(nt) le(s) coefficient(s) de corrélation le(s) plus élevé(s) avec le paramètre de qualité de l'eau d'intérêt est (sont) retenue(s) pour les étapes ultérieures.



3.4.3.2 étude graphique des relations [paramètres - images]

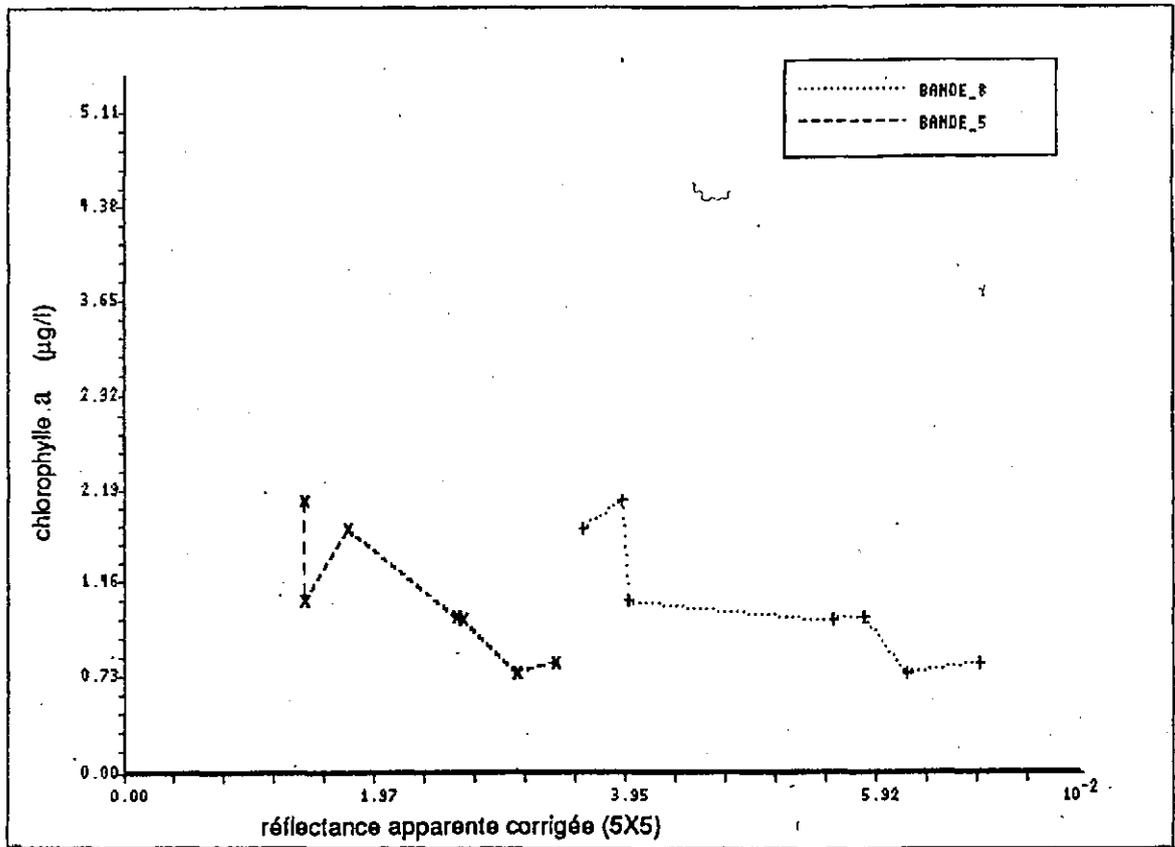
A cette étape, tous les paramètres de qualité de l'eau peuvent avoir une relation avec une (ou deux) bande(s) spectrale(s) avec laquelle (lesquelles) il sont corrélés. L'étude graphique des relations [paramètre - image] révèle la tendance entre ces deux variables. Cette étude permet entre autre de faire ressortir la meilleure des relations , selon son étendue dans la dynamique potentielle à la fois du paramètre de qualité de l'eau et à la fois des valeurs de réflectance corrigée obtenues des images de télédétection (figure 3.36). Une fois la relation bien identifiée, pour tout l'ensemble des paramètres de qualité de l'eau, on peut dès lors procéder à la modélisation.

3.4.3.3 modélisation / ajustement de courbe

En termes techniques, la modélisation des paramètres de qualité de l'eau par les données de réflectance corrigée est essentiellement un ajustement de courbe ("curve fitting"). La modélisation s'appuie sur la technique de la régression, simple, multiple, échelonnée ("stepwise"), etc (GOWER *et al* 1984). Si le nombre de sites (stations) d'échantillonnage est relativement restreint, la régression multiple et échelonnée n'est pas applicable. L'utilisation d'un modèle mathématique nécessite la connaissance des données d'entrée. À ce propos, l'insuffisance de données constitue un facteur limitant important à l'utilisation de modèles. Il importe donc que le degré de complexité d'un modèle concorde avec le type des données analysées.

La régression consiste à ajuster une équation à un ensemble de valeurs (données). Cette équation prédit une variable réponse (paramètre de qualité de l'eau) à partir d'une fonction. La variable dépendante est le paramètre de qualité de l'eau et la variable indépendante est la réflectance mesurée (image) par les capteurs de télédétection.





Relation de la chlorophylle *a* avec les valeurs moyennes (fenêtre 5 x 5) de réflectance apparente corrigée des bandes 8(549nm) et 5(596nm) du capteur aéroporté MEIS, 8 septembre 1988

FIGURE 3.36

Les relations entre les réponses spectrales des différents capteurs (*MEIS-II* et *LANDSAT TM*) et les données *in situ* sont modélisées à l'aide différentes équations de courbes. Les modèles sont sélectionnés suivant l'allure des relations. Quatre (4) types d'équation (ou fonction) ont été retenus dans la présente méthodologie (DUBÉ *et al* 1989):

- 1) $y = a x + b$ linéaire
- 2) $y = a x^b$ fonction de puissance
- 3) $y = a \exp^{bx}$ exponentielle
- 4) $y = a + b \ln x$ logarithmique

On remarque que ces équations sont limitées à deux (2) paramètres a et b . Ceci est dû au nombre relativement peu élevé de sites d'échantillonnage dans notre étude. En effet, si le nombre de sites est peu élevé (inférieur à dix), il est statistiquement délicat d'utiliser plus de deux (2) paramètres pour développer les modèles.

Pour ajuster les paramètres (a et b), la fonction de critère de moindre carré (FNC) a été retenue:

$$FNC = E (y_o - y_c)$$

où y_o est la valeur observée et y_c est la valeur calculée ou estimée. Deux algorithmes de recherche directe ont été utilisés successivement pour minimiser le carré des écarts, soit une méthode aléatoire et la méthode du simplexe de NELDER et MEAD (1965). La littérature révèle que l'utilisation successive de plusieurs algorithmes de plus en plus précis, procure une estimation moins biaisée. De fait, une sous-estimation de ces deux (2) paramètres peut mener à une surestimation ou à une sous-estimation des valeurs des données *in situ* (paramètres de qualité de l'eau).



Dans un premier temps, la méthode aléatoire consiste à tirer des valeurs dans un intervalle défini au départ pour chaque paramètre (*a* et *b*) à optimiser. Le générateur de nombre aléatoire produit une distribution uniforme pour couvrir tout l'intervalle. Une sélection attentive des limites de cet intervalle est importante car elle pourrait mener à de fausses directions.

Dans un deuxième temps, la méthode du *simplexe* (ne pas confondre avec la méthode de la programmation linéaire) utilise un simplexe de (*n* + 1) sommets dans l'hyperespace à *n* dimensions. À chaque itération, le sommet ayant la fonction critère la plus élevée est remplacé par un nouveau point correspondant au minimum de la fonction critère située sur la droite joignant le sommet et le centre du simplexe. Cette méthode se révèle particulièrement efficace si le nombre de paramètres à optimiser est moindre que six (6) (ISABELLE 1983).

La validation d'un modèle comporte la calibration (ajustement du modèle) et la vérification des résultats (adéquation) Dans ce cas, le critère de convergence utilisé pour la méthode aléatoire est un nombre maximum d'évaluation de la fonction critère; il s'agit que la fonction critère soit stable à tel point que sa variation est moindre que 1 / 1 000 000, sur neuf (9) itérations successives. Ceci assure que les paramètres *a* et *b* sont réellement optimisés.

Dans le but de comparer l'adéquation de l'ajustement des équations (modèles) par rapport aux données (*in situ*), on retient l'erreur relative comme indice d'adéquation :

$$\text{erreur relative} = FNC / ((N - 1) / Y_0)$$

où *FNC* est la fonction critère à la fin de l'optimisation, *N* est le nombre de données (sites), et *Y₀* est la moyenne d'un paramètre de qualité de l'eau aux sites.



3.4.3.4 . évaluation de la précision des modèles

Une fois les modèles développés, il peut s'avérer utile de les comparer les uns aux autres pour le même secteur, ou d'un secteur à l'autre, ou d'une date à l'autre. Pour faire ces comparaisons il est indispensable de disposer de mesures bien spécifiques (KHORRAM et CHESHIRE 1985).

Le première mesure est le coefficient de corrélation, tel que décrit précédemment. Cette mesure témoigne du degré de similitude entre les valeurs observées d'un paramètre de qualité de l'eau et les valeurs estimées (calculées) par le modèle approprié.

Une deuxième mesure, le coefficient de détermination (appelé aussi le coefficient de corrélation multiple), est un paramètre statistique qui mesure la proportion de la variation de Y (paramètre de qualité de l'eau) expliquée par la variation de X (données de télédétection). Il est évident que plus le nombre de sites (stations) d'échantillonnage est grand, plus cette mesure est précise.

Une troisième mesure provient du test de F de *Fischer*. La valeur calculée doit être plus grande que la valeur critique prise dans la table de distribution de F . Plus la valeur de F est élevée, plus le modèle est ajusté aux données observées. Une sous-mesure, liée à la précédente, est la probabilité que la valeur F excède la valeur F critique. Dans l'éventualité où le modèle développé serait utilisé dans un cadre de prédiction, il faut que cette probabilité soit la plus faible possible.

Une quatrième mesure consiste tout simplement à calculer l'erreur relative telle que défini au point précédent. Cette mesure explique véritablement la précision des modèles développés.

Une dernière mesure fait référence à l'examen des résidus. Les résidus, portés en graphique (valeurs des résidus en ordonnée et les valeurs de la variable en abscisse),



indiquent les modifications à apporter pour que le modèle soit plus ajusté aux données étudiées (SCHERRER 1984). Il y a quatre (4) types de nuée (nuage) de points qui caractérisent le diagramme (graphique) de dispersion. La répartition en *bande horizontale* (1) indique que les conditions d'application sont suffisamment respectées. La *répartition en fuseau* (2) (s'élargissant à partir des valeurs les plus petites de la variable vers les plus grande) indique que la variance des résidus n'est pas indépendante des valeurs de la variable; ceci implique l'apport de certaines corrections (ex: courbe log-log). La répartition en *bande oblique* (3), du coin inférieur gauche au coin supérieur droit, témoigne d'une relation entre les résidus et la variable; ceci peut signifier que cette variable contient d'importantes erreurs. Finalement, la répartition en *bande incurvée* (4) indique une relation curvilinéaire; l'ajout de termes polynômiaux (x^2 , x^3 ...) est nécessaire.

3.5 Analyse et interprétation des résultats

Dans cette section, il est question d'établir des liens étroits entre tous les résultats dans la suite la plus logique, qui aideront à atteindre une meilleure compréhension de toute la problématique. Dans le présent rapport, cet exercice prend place au chapitre suivant.

