



Beïnvloeding van de (zwem)waterkwaliteit door pleziervaart

Werkdocument 2005.052x



Ministerie van Verkeer en Waterstaat
Rijkswaterstaat



Beïnvloeding van de (zwem)waterkwaliteit door pleziervaart

G.B.J. Rijs
RIZA

E.J.T.M. Leenen
Grontmij Mid-West

RIZA-werkdocument 2005.052x
Februari 2005

Inhoudsopgave

1	Inleiding.....	5
1.1	Probleemstelling	5
1.2	Een nieuwe Europese zwemwaterrichtlijn.....	6
1.3	Doelstelling	7
1.4	Leeswijzer	7
2	Opzet modelberekening	8
2.1	Afbakening/rationale	8
2.2	Algemene opzet	8
2.3	Beschrijving cases	9
2.4	Grootte van de vuilwaterlozingen.....	9
2.5	(Algemene) waterkwaliteit.....	10
3	Resultaten modellering	11
3.1	Concentratie indicatororganismen in toiletwaterlozingen	11
3.2	Situatie 1: Eiland in meer	11
3.2.1	Enkele toiletwaterlozing	12
3.2.2	Meervoudige toiletwaterlozingen.....	14
3.3	Situatie 2: Klein kanaal	19
3.3.1	Enkele toiletwaterlozing	19
3.3.2	Meervoudige toiletwaterlozingen.....	20
4	Meetwaarden	23
4.1	Opzet van bemonsteringscampagne 2004	23
4.2	Meren en kanalen	23
4.3	Jachthavens.....	27
5	Conclusies	29
6	Referenties.....	31

Bijlage 1

Aangenomen lozingsregime voor de DUFLOW-berekeningen

1 Inleiding

1.1 Probleemstelling

Pleziervaart en andere openluchtrecreatie aan en op het water gaan vaak samen op dezelfde locaties. Het lozen van huishoudelijk afvalwater vanaf pleziervaartuigen op oppervlaktewater kan in de zomerperiode aanleiding geven tot hygiënische ongewenste situaties. Vooral wanneer grote aantallen pleziervaartuigen bij elkaar liggen en er in hetzelfde oppervlaktewater in de nabijheid van deze locatie wordt gezwommen. Een goede inschatting van het risico op besmetting met pathogenen voor deze zwemmers ten gevolge van de vuilwaterlozingen, afkomstig van de pleziervaartuigen is – voor zover bekend – nimmer gemaakt. Wel zijn in de jaren na de introductie van de Wet Verontreiniging Oppervlaktewater (WVO) door de werkgroep 'Verontreiniging van recreatiewateren door de pleziervaart' uitgebreid metingen verricht naar de beïnvloeding van de waterkwaliteit door de pleziervaart, waaronder de bacteriologische [Uiterwijk Winkel, 1981]. Gebleken is onder meer dat op concentratiepunten van pleziervaartuigen sprake is van een duidelijk meetbare beïnvloeding van de waterkwaliteit door de pleziervaart.

Pleziervaartuigen zijn voor wat betreft het huishoudelijke afvalwater sinds 1974 uitgezonderd van het algemene verbod in kader van WVO om te lozen op oppervlaktewater. In de Nota van toelichting op dit Uitvoeringsbesluit wordt evenwel vermeld dat deze uitzonderingspositie zal worden opgeheven en een lozingenverbod zal worden ingesteld zodra er voldoende walopvangvoorzieningen voor het huishoudelijk afvalwater van pleziervaartuigen in Nederland beschikbaar zijn. Ook in de Vierde Nota Waterhuishouding [Ministerie van Verkeer & Waterstaat, 1998] is herhaald dat de vuilwaterlozingen vanaf o.a. pleziervaartuigen op termijn beëindigd moeten worden.

De afgelopen jaren heeft de overheid subsidie verstrekt voor het installeren van walopvangvoorzieningen en mede hierdoor heeft dit o.a. geresulteerd in een landelijk dekkend inzamelsysteem bestaande uit ca 330 inzamelstations op de wal voor afvalwater vanuit de recreatievaart. Het onlangs van kracht geworden Besluit 'Jachthavens' voorziet in een verdere uitbreiding van dit aantal walvoorzieningen. Door het ontbreken van (zicht op) regelgeving voor een lozingsverbod van toiletwater voor recreatievaartuigen installeerden tot voor kort maar weinig watersporters een vuilwatertank aan boord. Subsidieregelingen bleken dit slechts maar ten dele te kunnen stimuleren. Daarnaast worden de geïnstalleerde walvoorzieningen maar zeer beperkt gebruikt [VROM, 2004]. Om deze reden zijn onlangs na vele jaren van aankondigingen met de belanghebbenden in de recreatievaart afspraken gemaakt om tot een verbod in 2009 te komen voor het lozen van toiletwater vanaf pleziervaartuigen. De noodzaak om de lozing van het zogenaamde grijze afvalwater (gootsteen, douche) te beëindigen is niet zo nadrukkelijk als voor toiletwater (het zgn. zwarte afvalwater), waar het ook een risico voor bacteriologische besmetting betreft voor de watersporter en mede-waterrecreant. Bovendien is het technisch moeilijk om aan boord van bestaande pleziervaartuigen al het huishoudelijk afvalwater op te slaan. Dit lozingenverbod voor toiletwater moet worden gezien als een wettelijke bevestiging van de dagelijkse praktijk na maatschappelijke acceptatie van beëindiging van toiletwaterlozingen door de watersportsector. Voorlichting aan de watersporter over de noodzaak om te komen tot beëindiging van toiletwaterlozingen vanaf recreatievaartuigen vormt hierbij de basis. Beter inzicht in de beïnvloeding van het (regionale) oppervlaktewater door pleziervaart, maar vooral de risico's op nadelige gezondheidseffecten voor medewaterrecreanten ten gevolge van het lozen van fecaliënhoudend toiletwater met ziekmakende bacteriën en virussen

door pleziervaartuigen op wateren waarin ook gezwommen wordt, zouden moeten zorgen voor een maatschappelijk draagvlak binnen de watersport voor een dergelijk lozingenverbod. Dit project levert informatie aan voor een beter inzicht in de beïnvloeding van de bacteriologische kwaliteit van het recreatiewater ten gevolge van het ledigen van het onderwatertoilet door pleziervaartuigen.

Het Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterzuivering (RIZA) heeft aan Grontmij gevraagd een bureaustudie uit te voeren. In aansluiting hierop heeft het RIZA tijdens de zomermaanden van 2004 op een aantal concentratiepunten van pleziervaartuigen, zoals jachthavens, in kanalen langs kaden of in recreatiemeertjes voor eilandjes, de bacteriologische kwaliteit van het oppervlaktewater bepaald. Door deze opzet worden de modelberekeningen naar de geschetste bacteriologische verontreiniging van het oppervlaktewater ten gevolge van toiletwaterlozingen van de pleziervaart geverifieerd aan de hand van enkele meetwaarden uit de praktijk.

1.2 Een nieuwe Europese zwemwaterrichtlijn

Fecaliën (o.a. in toiletwater) bevatten ziekmakende organismen (pathogenen) zoals virussen, bacteriën en protozoa. Voorbeelden zijn verschillende *E. coli* serotypen, *Cryptosporidium parvum*, *Giardia lamblia*, Norwalk-like virussen, *Campylobacter*, salmonellabacteriën, enterovirussen, hepatitis A- en E-virus. Bij ziekte door blootstelling gaat het in de meeste gevallen om maag-darmstoornissen (gastro-enteritis), maar ook om aandoeningen aan luchtweg en gehoorgang. Omdat het precieze aandeel van de afzonderlijke pathogenen in de ziektelast als gevolg van besmetting met fecaliën doorgaans niet bekend is wordt in de regel gebruik gemaakt van bacteriologische indicatoren (intestinale enterococcen, *Escherichia coli*, thermotolerante bacteriën van de coligroep) in plaats van de afzonderlijke pathogenen. Bovendien is het meten van de afzonderlijke pathogenen zeer ingewikkeld, arbeidsintensief en daardoor duur.

In het Gezondheidsrapport 'Microbiële risico's van zwemmen in de natuur' [Gezondheidsraad, 2001] is de relatie tussen het vóórkomen van pathogene organismen in oppervlaktewater (op basis van de bacteriologische indicatoren) en het optreden van ziekteverschijnselen geëvalueerd. Ook heeft er een evaluatie plaatsgevonden in welke mate zwemmers risico lopen op gastro-enteritis ten gevolge van het zwemmen in open zwemgelegenheden. Deze informatie is gebruikt voor het vaststellen van advieswaarden voor veilig zwemwater en komt ook als zodanig weer terug in de voorgestelde grenswaarden van de nieuwe EU-zwemwaterrichtlijn (intestinale enterococcen 200 per 100 ml, *Escherichia coli* 500 per 100 ml). Daarnaast zal in vergelijking met de bestaande zwemwaterrichtlijn (76/160/EEG) in de nieuwe EU-richtlijn de nadruk worden verlegd van monitoring naar managementmaatregelen. Hiervoor is meer kennis over de waterkwaliteit van zwemwaterlocaties en de wijze waarop en mate waarin deze beïnvloed wordt vereist. Het beheer van de zwemwaterlocaties zal daarom meer moeten omvatten dan alleen de reguliere monsterneming en monitoring of fecale verontreiniging door mens en dier heeft plaatsgevonden. Er moet per zwemwaterlocatie worden uitgezocht welke verontreinigingsbronnen via welke routes het zwemwater beïnvloeden.

Tot op heden zijn slechts een gering aantal verontreinigingsroutes onderzocht op de parameters voor fecale verontreiniging. Hierdoor is er nog weinig informatie over de belasting van het zwemwater door de verschillende routes in Nederland beschikbaar. Locatiespecifieke eigenschappen van de zwemlocatie bepalen wat uiteindelijk het effect is van een bepaalde verontreinigingsroute op de waterkwaliteit van de betreffende zwemlocatie. Op het ogenblik wordt hoofdzakelijk op basis van expert judgement geredeneerd. De nieuwe richtlijn vereist echter dat er meer kennis over routes en systemen vergaard wordt en dat dit vastgelegd wordt in een zwemwaterprofiel. Beheersmaatregelen kunnen hierdoor in de toekomst op basis van metingen en feiten genomen worden. Bovendien geeft dit een betere onderbouwing van beheersmaatregelen waardoor deze ook vaker tot het gewenste effect zullen leiden. Financiële middelen worden hierdoor effectiever ingezet.

In het rapport 'Kosteneffectiviteitsanalyse van de herziening van de EU-zwemwaterrichtlijn' [Bronda, 2003] worden recreatievaart en jachthavens op een groot aantal zwemwaterlocaties als potentiële emissiebron van fecale verontreiniging aangemerkt. Hierbij is gebruik gemaakt van GIS- en topografische analyse [Brouwer *et al.*, 2002] van de beschikbare kennis omtrent bacteriële verontreiniging en de volgens de waterbeheerders van belang zijnde emissiebronnen op de betreffende zwemwaterlocatie.

De bureaustudie van de Grontmij aangevuld met de beperkte bemonsteringscampagne van het RIZA zal gebruikt worden voor het afleiden van een richtgetal voor fecale verontreiniging vanuit de recreatievaart welke gebruikt kan worden voor het opstellen van een zwemwaterprofiel.

1.3 Doelstelling

Het doel van deze studie is een inschatting te maken van de potentiële beïnvloeding van de kwaliteit van recreatiewater, dat mede wordt gebruikt door zwemmers, door fecaliënhoudende toiletwaterlozingen vanuit de pleziervaart. Tevens zal deze studie moeten leiden tot het afleiden van een richtgetal voor de beïnvloeding van een open zwemwaterlocatie door de pleziervaart, welke gebruikt kan worden in een zwemwaterprofiel.

1.4 Leeswijzer

In hoofdstuk 1 zijn de achtergrond en doelstellingen van deze studie uiteen gezet, waarna in hoofdstuk 2 wordt beschreven hoe de modelberekeningen naar beïnvloeding van de zwemwaterkwaliteit door de pleziervaart is opgezet. De resultaten van deze modelberekeningen worden in hoofdstuk 3 weergegeven. In hoofdstuk 4 wordt de daadwerkelijk gemeten bacteriologische beïnvloeding door de pleziervaart op de waterkwaliteit uit de bemonsteringscampagne gepresenteerd en gerelateerd aan de modelberekeningen. Hoofdstuk 5 bevat enkele conclusies.

2 Opzet modelberekening

2.1 Afbakening/rationale

De beïnvloeding van de pleziervaart op zoete recreatiewater wordt bestudeerd. Dit recreatiewater hoeft dus niet persé aangewezen te zijn als zwemwaterlocatie door de provincie, maar omvat ook andere oppervlaktewateren waarin gezwommen wordt bijvoorbeeld in de nabijheid van concentratiepunten van pleziervaartuigen.

Uitsluitend is gekeken naar de bacteriologische verontreiniging ten gevolge van toiletwaterlozingen met fecaliën. Aangenomen wordt dat een toiletwaterlozing met uitsluitend urine niet resulteert in een relevante bacteriologische verontreiniging; ook het zogenaamde 'grijze afvalwater' van kombuis en douche blijft buiten beschouwing. Verder wordt er bij de modelberekeningen geen rekening gehouden met de afsterving van de indicatororganismen voor fecale verontreinigingen.

Oorspronkelijk was het de bedoeling in deze studie naar analogie van het Gezondheidsrapport 'Microbiële risico's van zwemmen in de natuur' [Gezondheidsraad, 2001] een risico-evaluatie uit te voeren om de extra gezondheidsrisico's voor zwemmers ten gevolge van de intensiteit van toiletwaterlozingen vanuit de pleziervaart beter in kaart te brengen. Echter een groot deel van de benodigde informatie voor het uitvoeren van een dergelijke risico-evaluatie ontbreekt. Na overleg met enkele deskundigen op het gebied van volksgezondheidsanalyses, zoals dr. G.J. Medema (Kiwa) en mevrouw dr. A.M. de Roda Husman (RIVM) is besloten om geen gezondheidsrisicoanalyse uit te voeren, maar in plaats hiervan enkele modelberekeningen naar de bacteriologische beïnvloeding op de waterkwaliteit door toiletwaterlozingen van de pleziervaart en deze te vergelijken met de te verwachten normen voor de bacteriologische indicator-organismen uit de nieuwe EU-zwemwaterrichtlijn.

2.2 Algemene opzet

In deze studie wordt dus de pragmatische aanpak van indicatororganismen gevolgd. In het meest recente voorstel voor de herziening van de Europese zwemwaterrichtlijn worden de volgende normen voor de bacteriologische indicatorparameters voorgesteld:

Tabel 2.1 Voorgestelde nieuwe normen voor zoet oppervlaktewater [Ruiter, 2004; Commissie van de Europese Gemeenschappen 2002]

Parameter	Norm
Intestinale Enterococci (kve [#] /100 ml)	200*
<i>Escherichia coli</i> (kve [#] /100 ml)	500*
* Gebaseerd op een 95-percentiel	
# kve = kolonievormende eenheid	

In deze studie wordt een modelberekening uitgevoerd voor één van de twee bovenstaande indicatoren voor fecale verontreiniging die in de herziene Europese zwemwaterrichtlijn worden voorgesteld, t.w. *Escherichia coli*.

E. coli wordt doorgaans gekenmerkt als indicator-organisme voor de bacteriële fecale verontreiniging voor de kortere termijn. De afsterving van intestinale enterococci verloopt

langzamer en daardoor geven deze indicator-organismen een indicatie van de bacteriologische verontreiniging voor de wat langere termijn.

Naast het voorkomen van indicatoren voor fecale verontreiniging in toiletwater van recreatievaartuigen wordt ook de frequentie van lozen en het verspreidingsregime van deze toiletwaterlozingen meegenomen. De bacteriologische verontreiniging door de toiletwaterlozingen vanuit de pleziervaart wordt berekend op basis van de concentraties *E.coli* in huishoudelijk afvalwater, influenten van rioolwaterzuiveringen en gegevens van toiletpotten. Deze informatie wordt ook gebruikt voor het afleiden van een 'richtgetal' voor toiletwaterlozingen uit de recreatievaart, die in een zwemwaterprofiel gebruikt kan worden.

Geëvalueerd wordt hoe in twee gekozen situaties de oppervlaktewaterkwaliteit beïnvloed wordt door de toiletwaterlozingen vanuit recreatievaart. De uitkomsten van deze modelberekeningen worden vergeleken met de verwachte normen voor *E.coli* uit de nieuwe EU-zwemwaterrichtlijn.

2.3 Beschrijving cases

Voor de modellering worden de volgende twee hypothetische situaties beschouwd:

Situatie 1: een concentratiepunt van pleziervaartuigen, die voor anker liggen bij een eilandje in een meer;

Situatie 2: een concentratiepunt van pleziervaartuigen, die aan de wal liggen in een klein kanaal.

Deze situaties zijn gekozen, omdat deze situaties in de zomerperiode geregeld voorkomen in Nederland. Het is onbekend op hoeveel locaties de beschouwde situaties zich in Nederland jaarlijks voordoen, zodat het niet mogelijk deze resultaten door te vertalen naar een beeld voor heel Nederland.

De typering van deze situaties, qua diepte en gemiddelde stroomsnelheid, wordt bepaald met behulp van het overzicht met karakteristieken van watersystemen in het CIW-rapport 'Emissie-immissie' (zie tabel 2.2) [CIW, 2000].

Tabel 2.2 Overzicht karakteristieken watersystemen [CIW, 2000]

	Grote rivier	Middelgrote rivier	Kleine rivier / beek	Groot kanaal	Klein kanaal	Polderwater	Meer
Debiet (m ³ /s)	262	25	1	40	2	0,15	
Breedte (m)	125	50	10	200	25	5	
Diepte (m)	3,8	2,6	1,5	6	2	1	1,5
Snelheid (m/s)	0,552	0,192	0,067	0,033	0,040	0,030	0,01

2.4 Grootte van de toiletwaterlozingen

Bij de modelberekening wordt er vanuit gegaan dat er gemiddeld drie personen aan boord van een pleziervaartuig aanwezig zijn [Alterra, 2002]. Er wordt per situatie berekend wat het effect van één toiletwaterlozing met feces op de waterkwaliteit is gedurende de daarop volgende uren. Ook wordt berekend wat het effect van 20 pleziervaartuigen is met 3 personen aan boord en waarbij elk vaartuig twee maal per dag toiletwater met feces loost. Hierbij wordt er vanuit gegaan dat bij alle andere toiletlozingen er geen feces vrijkomen of dat de toiletbezoeken in sanitaire voorzieningen op de wal kunnen plaatsvinden. Aangenomen wordt dat de meeste toiletwaterlozingen op oppervlaktewater 's ochtends of 's avonds plaatsvinden. In bijlage 1 is het in de modelberekeningen gebruikte lozingsregime van alle 20 pleziervaartuigen weergegeven.

2.5 (Algemene) waterkwaliteit

Er wordt aangenomen dat de achtergrondwaterkwaliteit van het recreatiewater goed is en dat deze 1000 kve *E. coli*/l bevat.

Het effect van verspreiding als gevolg van stroming wordt in beeld gebracht met behulp van een modellering. Hiervoor is het eendimensionale model DUFLOW gebruikt, dat door middel van een schematisering met een fijnmazig netwerkstructuur een goed inzicht geeft in verspreiding in twee dimensionale systemen. Doel van de berekeningen is inzicht te krijgen in het verspreidingspatroon en het concentratieverloop van *E. coli* in het oppervlaktewater in de tijd.

3 Resultaten modellering

3.1 Concentratie *E. coli* in toiletwaterlozingen

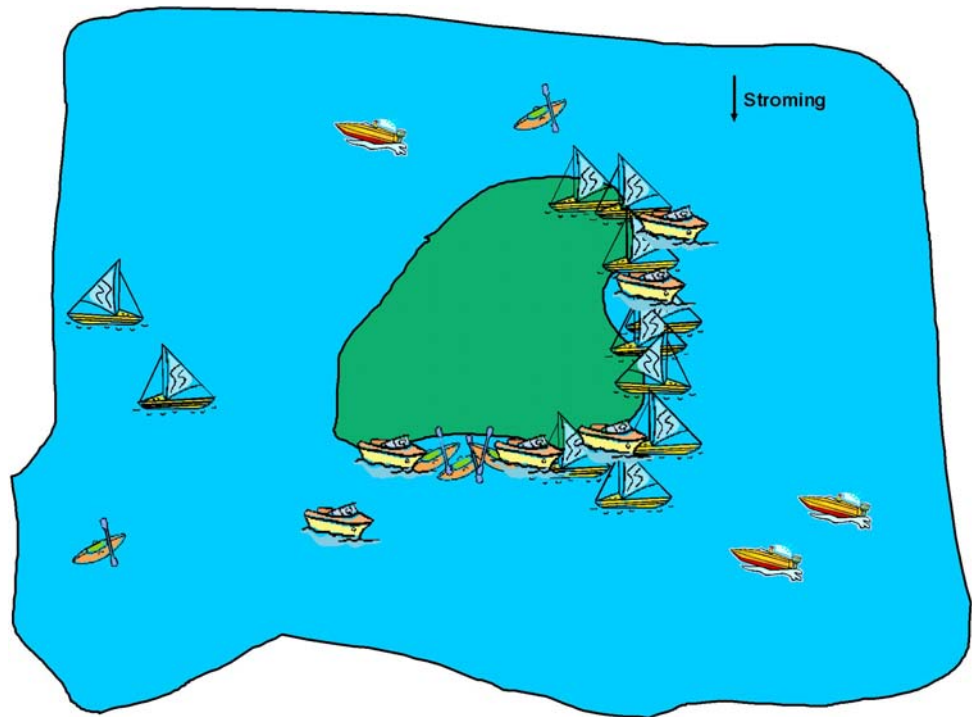
De concentratie van het indicatororganisme *E. coli* in toiletwaterlozingen is een belangrijke parameter in de modelberekening. Deze kan op verschillende manieren worden bepaald o.a. uit de gegevens die verzameld zijn in de studie naar de voorlopige richtgetallen voor zwemwaterprofielen [Leenen, 2004]. In deze studie zijn o.a. de hieronder weergegeven gegevens verzameld:

- De aantallen *E. coli* in feces varieerden tussen de 10^5 en 10^8 kve per gram feces [Geldreich, 1978; Stenström, 1996]. Per dag wordt per persoon 70-140 gram feces per dag uitgescheiden in gemiddeld 6,9 toiletbezoeken [Wijst van der & Groot-Marcus, 1998]. Per dag scheidt een persoon dus $10^7 - 10^{10}$ kve *E. coli* uit.
- De aantallen *E. coli* in een vacuümtoilet varieerden tussen de $2 \cdot 10^6 - 6,8 \cdot 10^8$ kve per liter [Kujawa-Roeleveld *et al.*, 2003]. Gemiddelde was er ongeveer $1 \cdot 10^8$ *E. coli* per liter aanwezig. In zo'n vacuümtoilet wordt feces en urine verzameld en niet verdund met water. De verdunning van de feces (70-140 gram) met 1-1,5 liter urine bedraagt 10 – 15 maal [Wijst van der & Groot-Marcus, 1998]. Gebaseerd op deze studie zal een liter feces circa $1 \cdot 10^9$ *E. coli* bevatten.
- De aantallen *E. coli* in afvalwater vanuit huishoudens varieerden tussen de $4 \cdot 10^6 - 7 \cdot 10^7$ kve per liter met een gemiddelde van $4 \cdot 10^7$ per liter [Leenen, 2004]. In een huishouden bedraagt het drinkwaterverbruik gemiddeld 135 liter per persoon.
- De aantallen *E. coli* in influenten van rioolwaterzuiveringen varieerden tussen de $5 \cdot 10^5 - 6 \cdot 10^7$ kve per liter. De fecaliën van een inwoner worden echter circa 200 maal verdund door ander afvalwater uit een huishouden, afvalwater van bedrijven en regenwater [Leenen, 2004].

In pleziervaartuigen wordt circa 3-10 liter water gebruikt om een toilet door te spoelen. Gecombineerd met bovenstaande data voor de aantallen *E. coli* in feces en in rioolwater is er gekozen om per toiletlozing met feces te veronderstellen dat deze $1 \cdot 10^9$ kve *E. coli* bevat. Met deze waarde zijn de modelberekeningen uitgevoerd.

3.2 Situatie 1: Eiland in meer

Voor het uitvoeren van de modelberekeningen voor situatie 1 wordt uitgegaan van een eilandje midden in een meer waaraan meerdere pleziervaartuigen kunnen aanleggen (zie figuur 3.1). De omtrek van dit eiland is ongeveer 600 meter. Gedurende de dag liggen vele bootjes daar voor anker, maar 20 pleziervaartuigen blijven verspreid langs de kust van het eilandje overnachten. Verder staat er een geringe stroming. De karakteristieken voor dit meer zijn aangenomen volgens de CIW-rapportage: een gemiddelde diepte van 1,5 meter en een gemiddelde stroomsnelheid van 0,01 m/s.



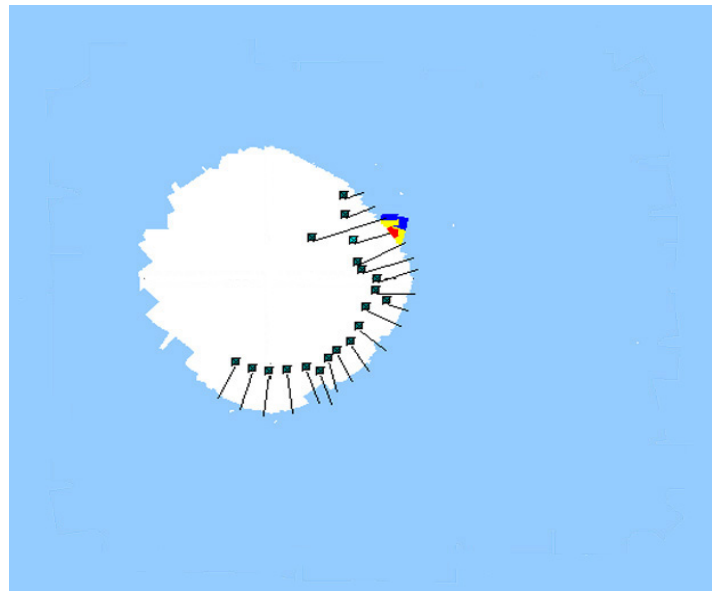
Figuur 3.1 Schets van situatie 1: een concentratiepunt van pleziervaartuigen, die voor anker liggen voor een eilandje in een meer.

3.2.1 Enkele toiletwaterlozing

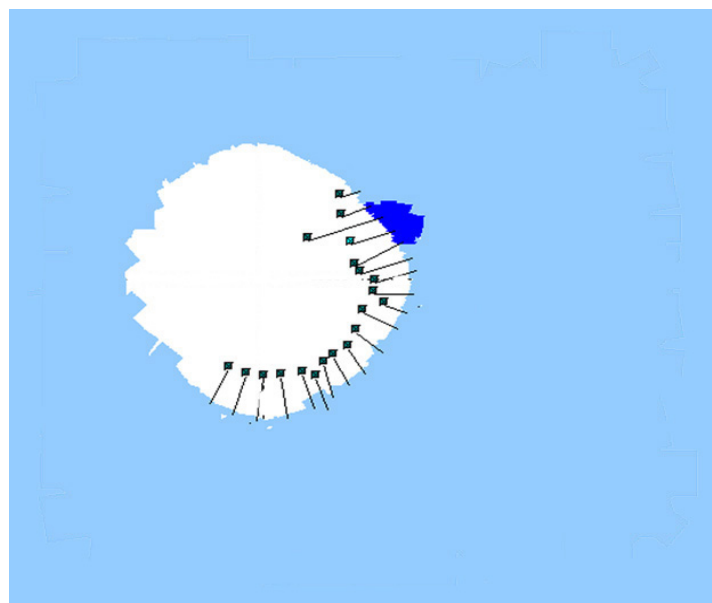
In deze variant wordt het effect van een enkele toiletwaterlozing met feces op de waterkwaliteit in de tijd berekend bij een geringe stroming. Hiertoe wordt gedurende 1 minuut een toiletwaterlozing van $1 \cdot 10^9$ *E. coli* gesimuleerd op oppervlaktewater met een goede bacteriologische kwaliteit van 1000 kve *E. coli* per liter.

Het effect van deze toiletwaterlozing in de tijd wordt weergegeven in de figuren 3.2 (na 2 minuten) en 3.3 (na 30 minuten).

Dezelfde berekeningen zijn uitgevoerd met een toiletwaterlozing, waarvan het aantal *E. coli* 10 maal hoger of lager was. De resultaten geven dan hetzelfde beeld, maar dan met concentraties die respectievelijk 10 maal hoger of lager zijn.



Figuur 3.2 DufLOW berekening van de waterkwaliteit **twee** minuten na de éénmalige toiletwaterlozing. De kleuren geven de bacteriologische waterkwaliteit: lichtblauw = 0 - 1250 kve/l; donkerblauw 1250 - 2500 kve/l; geel 2500 - 5000 kve/l; rood 5000 - 10.000 kve/l en donkerrood hoger dan 10.000 kve/l. De witte vlek is het eilandje.

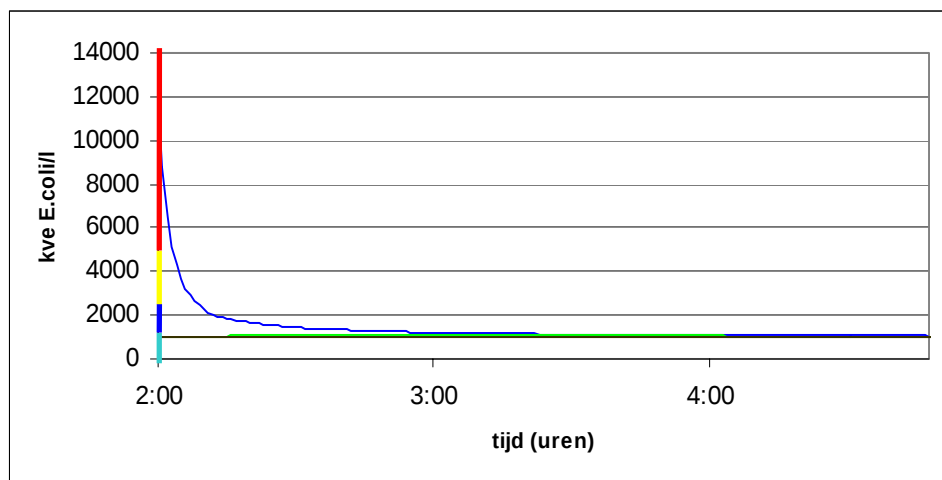


Figuur 3.3 DufLOW berekening van de waterkwaliteit **dertig** minuten na de éénmalige toiletwaterlozing. De kleuren geven de bacteriologische waterkwaliteit: lichtblauw = 0 - 1250 kve/l; donkerblauw 1250 - 2500 kve/l; geel 2500 - 5000 kve/l; rood 5000 - 10.000 kve/l en donkerrood hoger dan 10.000 kve/l. De witte vlek is het eilandje.

Deze reeks van berekeningen toont aan dat een éénmalige toiletwaterlozing met feces een tijdelijke invloed heeft op de waterkwaliteit. Door de stroming in het meer dooft het effect redelijk snel uit en na 30 minuten is veel van de bacteriologische verontreiniging over een groot volume verspreid.

Indien er geen stroming staat zal de verontreiniging langer aanwezig zijn rond de plek van de lozing. Bij veel wind daarentegen zal er eerder verdunning optreden.

Om een goed beeld te krijgen van de bacteriologische waterkwaliteit na een éénmalige toiletwaterlozing met feces in de tijd is in figuur 3.4 het concentratieverloop van de *E. coli*'s nabij de lozing en op 50 m afstand gegeven.



Figuur 3.4 DufLOW berekening van de waterkwaliteit na een éénmalige toiletwaterlozing. De blauwe lijn geeft het concentratieverloop in de tijd weer nabij de lozing en de groene, de rode en de zwarte lijn geven het verloop respectievelijk 25, 50 en 100 meter uit de oeverweer (De rode en zwarte lijn zijn nagenoeg niet meer zichtbaar).

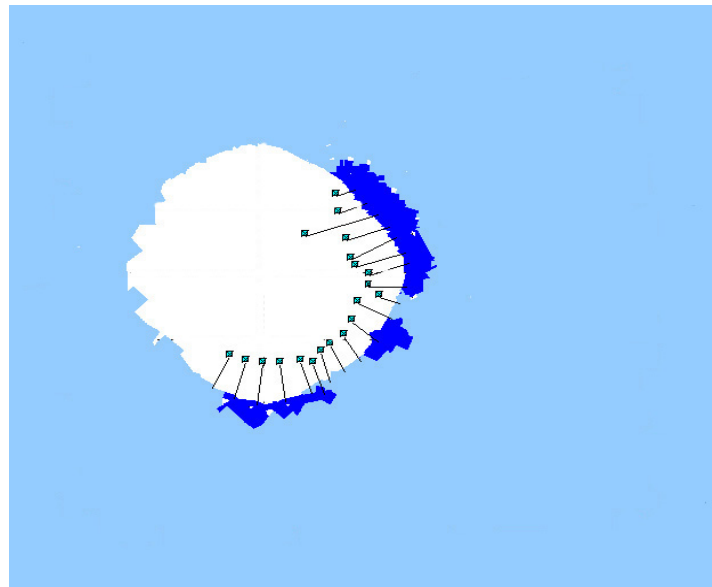
Uit deze berekeningen blijkt dat een éénmalige toiletwaterlozing met feces op een meertje met geringe stroming een kortdurend effect heeft op de waterkwaliteit. De bacteriologische verontreiniging wordt door de stroming en de verdunning relatief snel verspreid en levert daarna geen meetbare bijdrage meer aan de bacteriologische waterkwaliteit.

3.2.2 Meervoudige toiletwaterlozingen

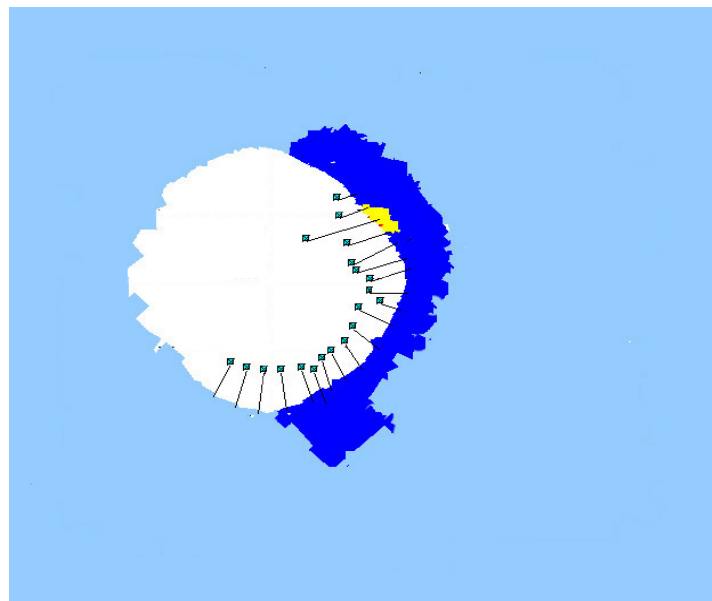
In deze variant wordt het effect van meerdere toiletwaterlozingen met feces vanuit pleziervaartuigen op de waterkwaliteit in de tijd berekend bij een geringe stroming.

Gesimuleerd wordt dat er 20 pleziervaartuigen liggen afgemeerd rond het eiland met per boot drie personen aan boord. Aangenomen wordt dat elk pleziervaartuig één, twee of drie maal daags $1 \cdot 10^9$ kve (toiletwater met feces) lozen op oppervlaktewater met een totaal van 40 van dergelijke lozingen (dus gemiddeld 2 per pleziervaartuig). Er wordt vanuit gegaan dat bij alle overige toiletlozingen er geen feces vrijkomen of dat de overige toiletbezoeken in sanitaire voorzieningen op de wal plaatsvinden. De meeste van de fecaliënhoudende toiletwaterlozingen vinden 's ochtends of 's avonds op oppervlaktewater plaats. Er zijn 15 lozingen tussen 8-11 uur, 5 lozingen tussen 12-14 uur en 20 lozingen tussen 18-22 uur (zie ook bijlage 1).

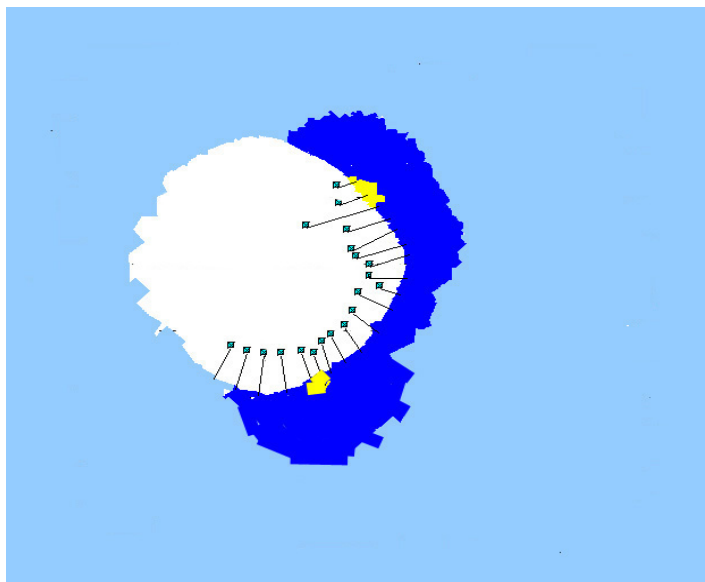
Het effect van deze toiletwaterlozingen op de bacteriologische kwaliteit van het oppervlaktewater gedurende een dag wordt weergegeven in de figuren 3.5 tot en met 3.8. Bij deze berekeningen worden alleen de toiletwaterlozingen op één dag meegenomen; dus de resultaten van de volgende ochtend zijn berekend zonder de toiletwaterlozingen die op die volgende ochtend naar verwachting zouden hebben plaatsgevonden. De waterkwaliteit dan is nog het resultaat van de toiletwaterlozingen van de vorige dag.



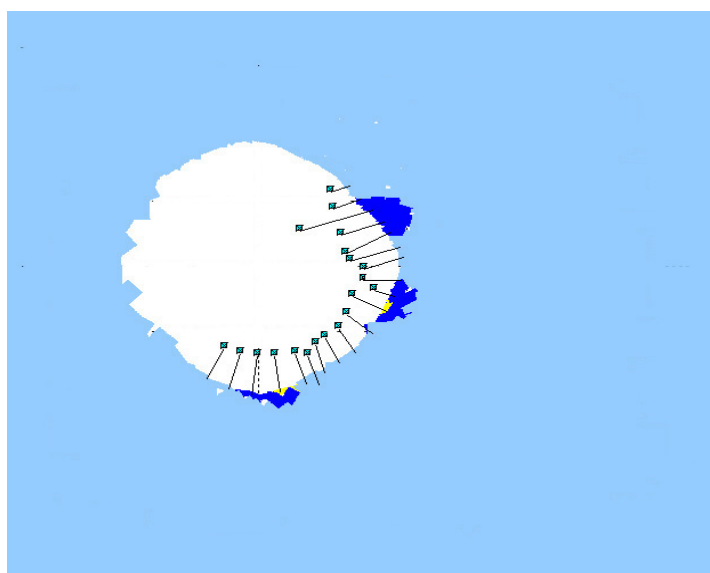
Figuur 3.5 DufLOW berekening van de waterkwaliteit **om 10 uur 's ochtends** na meervoudige toiletwaterlozingen. De kleuren geven de bacteriologische waterkwaliteit: lichtblauw = 0 - 1250 kve/l; donkerblauw 1250 - 2500 kve/l; geel 2500 - 5000 kve/l, rood 5000 - 10.000 kve/l en donkerrood hoger dan 10.000 kve/l. De witte vlek is het eilandje.



Figuur 3.6 DufLOW berekening van de waterkwaliteit **om 20.30 uur** na meervoudige toiletwaterlozingen. De kleuren geven de bacteriologische waterkwaliteit: lichtblauw = 0 - 1250 kve/l; donkerblauw 1250 - 2500 kve/l; geel 2500 - 5000 kve/l, rood 5000 - 10.000 kve/l en donkerrood hoger dan 10.000 kve/l. De witte vlek is het eilandje.



Figuur 3.7 DufLOW berekening van de waterkwaliteit **om 21.30 uur** na meervoudige toiletwaterlozingen. De kleuren geven de bacteriologische waterkwaliteit: lichtblauw = 0 - 1250 kve/l, donkerblauw 1250 - 2500 kve/l, geel 2500 - 5000 kve/l, rood 5000 - 10.000 kve/l en donkerrood hoger dan 10.000 kve/l. De witte vlek is het eilandje.

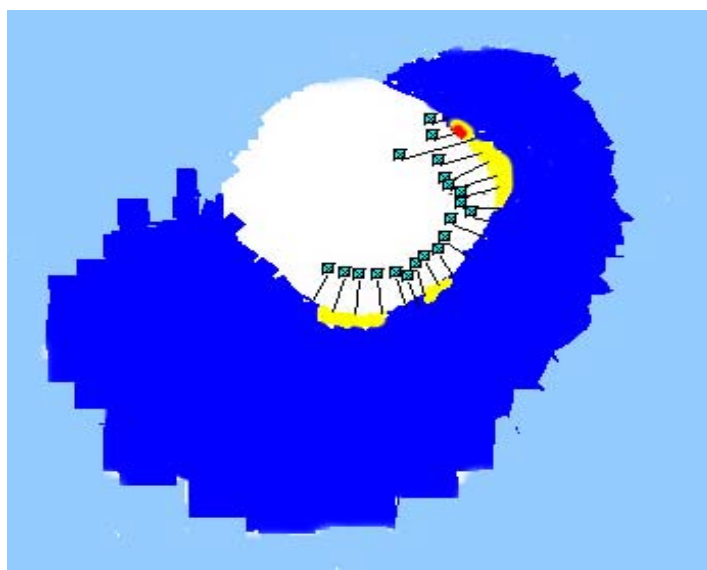


Figuur 3.8 DufLOW berekening van de waterkwaliteit **om 9.00 uur** de volgende ochtend na meervoudige toiletwaterlozingen. De kleuren geven de bacteriologische waterkwaliteit: lichtblauw = 0 - 1250 kve/l, donkerblauw 1250 - 2500 kve/l, geel 2500 - 5000 kve/l, rood 5000 - 10.000 kve/l en donkerrood hoger dan 10.000 kve/l. De witte vlek is het eilandje.

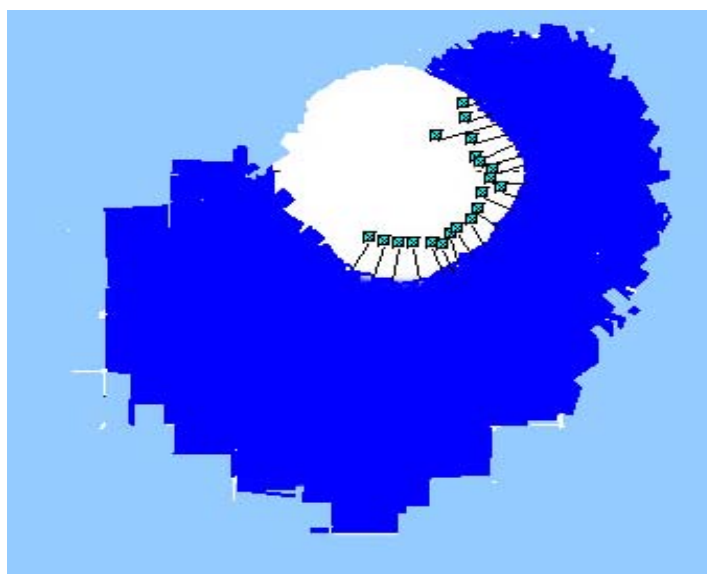
Uit deze berekeningen blijkt dat meervoudige toiletwaterlozingen met feces vanaf pleziervaartuigen op een meertje met geringe stroming een nadelig effect heeft op de bacteriologische kwaliteit van het oppervlaktewater. De bacteriologische verontreiniging wordt door de stroming relatief snel verspreid met als gevolg dat de normen voor zwemwater niet worden overschreden.

Als door de pleziervaartuigen gedurende een aantal dagen toiletwater met feces wordt geloosd zal de algemene waterkwaliteit rondom het eilandje gaan verslechteren en het effect van de lozingen toenemen. Voor de huidige situatie is dit doorgerekend voor de periode vrijdagmiddag vanaf 14.00 uur tot zondagavond 22.00 uur en weergegeven in de

figuren 3.9 tot en met 3.12. In figuur 3.9 wordt de waterkwaliteit op zondagavond om 21.30 uur weergegeven en in figuur 3.10 de maandagochtend om 8.00 uur.

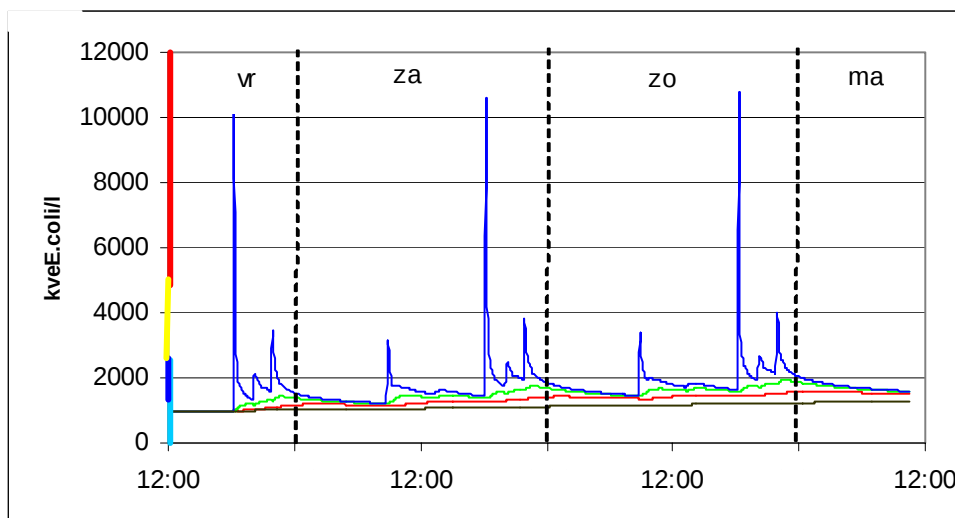


Figuur 3.9 Duflo berekening van de waterkwaliteit **op zondagavond om 21.30 uur** na Meervoudige toiletwaterlozingen gedurende het weekend. De kleuren geven de Bacteriologische waterkwaliteit: lichtblauw = 0 - 1250 kve/l, donkerblauw 1250 - 2500 kve/l, geel 2500 - 5000 kve/l, rood 5000 - 10.000 kve/l en donkerrood hoger dan 10.000 kve/l. De witte vlek is het eilandje.

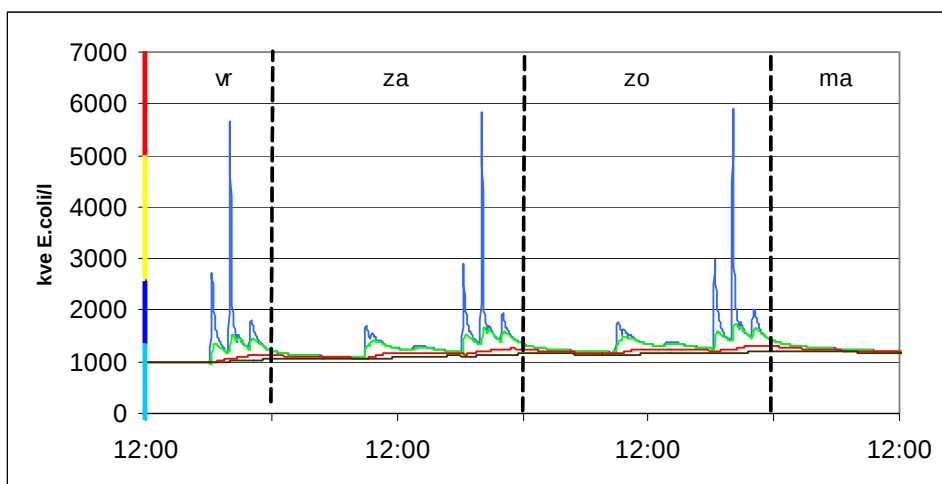


Figuur 3.10 Duflo berekening van de waterkwaliteit **op maandagochtend om 8.00 uur** na meervoudige toiletwaterlozingen gedurende het weekend. De kleuren geven de bacteriologische waterkwaliteit: lichtblauw = 0 - 1250 kve/l, donkerblauw 1250 - 2500 kve/l, geel 2500 - 5000 kve/l, rood 5000 - 10.000 kve/l en donkerrood hoger dan 10.000 kve/l. De witte vlek is het eilandje.

Het effect van de wind (windkracht 3) op de verspreiding van de bacteriologische verontreiniging in recreatiewater wordt weergegeven in figuur 3.11 en 3.12.



Figuur 3.11 DufLOW berekening van de bacteriologische waterkwaliteit tijdens meervoudige toiletwaterlozingen verspreid over één weekend van vrijdag 14.00 uur tot zondag 22.00 uur met geringe stroming (zonder wind). De blauwe lijn geeft het concentratieverloop van E. Coli nabij de boten, de groene, rode en zwarte lijn respectievelijk 25, 50 en 100 meter uit de oever.



Figuur 3.12 DufLOW berekening van de bacteriologische waterkwaliteit tijdens meervoudige toiletwaterlozingen verspreid over één weekend van vrijdag 14.00 uur tot zondag 22.00 uur met windkracht 3. De blauwe lijn geeft het concentratieverloop van E. Coli nabij de boten, de groene, rode en zwarte lijn respectievelijk 25, 50 en 100 meter uit de oever.

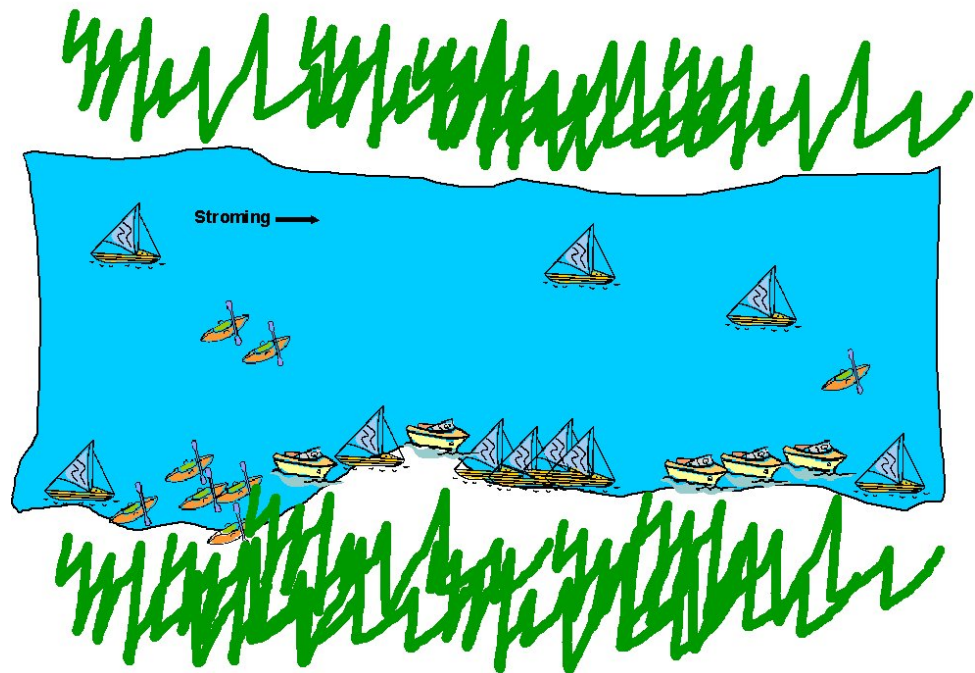
Het grillige verloop in de figuren 3.10 en 3.12 geven aan dat de bacteriologische kwaliteit van het oppervlaktewater in de buurt van de pleziervaartuigen tijdelijk erg slecht kan zijn en dat de zwemwaternormen van de nieuwe EU-zwemwaterrichtlijn worden overschreden. Ook laat de figuur zien dat een dag na de lozingen de waterkwaliteit minder goed is dan voordat er meervoudige lozingen hadden plaatsgevonden. Dit zal eerder gebeuren naarmate het ontvangende oppervlaktewater meer afgesloten is, waardoor de verontreiniging minder verspreid wordt. Echter, het incidentele effect is het grootst.

3.3 Situatie 2: Een klein kanaal

Voor het uitvoeren van de modelberekeningen voor situatie 2 wordt uitgegaan van een klein kanaal waar aan één zijde meerdere pleziervaartuigen kunnen aanleggen (zie figuur 3.13).

De aannames zijn dezelfde als in de vorige situatie, alleen de hydrologie is beduidend anders.

De karakteristieken voor een klein kanaal zijn volgens de CIW-rapportage: een gemiddelde diepte van 2 meter, een breedte van 25 meter, een debiet van 2 m³/s en een stroomsnelheid van 0,04 m/s.

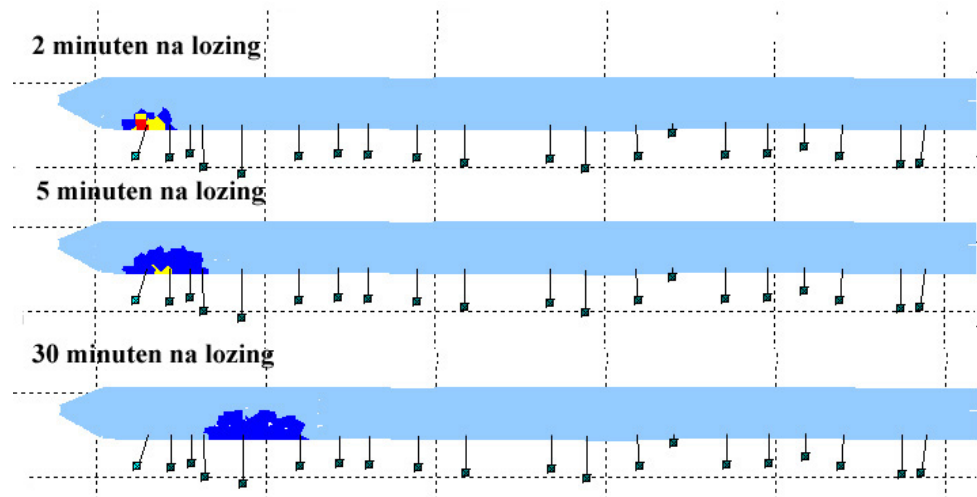


Figuur 3.13 Schets van situatie 2: een concentratiepunt van pleziervaartuigen, die aan de wal van een klein kanaal liggen

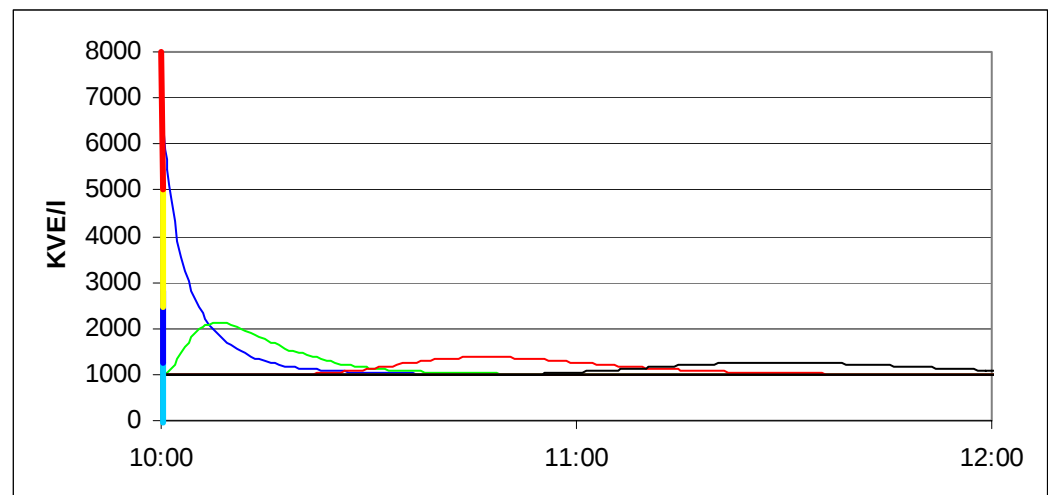
3.3.1 Enkele toiletwaterlozing

In deze variant wordt het effect van een enkele toiletwaterlozing met feces op de waterkwaliteit in de tijd berekend in een klein kanaal. Hiertoe wordt gedurende 1 minuut een lozing van $1 \cdot 10^9$ *E. coli* gesimuleerd op oppervlaktewater met een achtergrond bacteriologische kwaliteit van 1000 kve/l. Het effect van deze toiletwaterlozing in de tijd wordt weergegeven in de figuren 3.14 en 3.15.

Dezelfde berekeningen zijn uitgevoerd met een toiletwaterlozing die 10 maal lager was. De resultaten geven dan hetzelfde beeld, maar dan met concentraties die 10 maal lager zijn.



Figuur 3.14 Duflo berekening van de waterkwaliteit in een klein kanaal **twee, vijf en dertig** minuten na de éénmalige lozing. De kleuren geven de bacteriologische waterkwaliteit: lichtblauw = 0 - 1250 kve/l, donkerblauw 1250 - 2500 kve/l, geel 2500 - 5000 kve/l, rood 5000 - 10.000 kve/l en donkerrood hoger dan 10.000 kve/l.. Het raster geeft de afstanden in 100-meters weer



Figuur 3.15 Duflo berekening van de bacteriologische waterkwaliteit in een kanaal met doorstroming tijdens het eerder aangegeven lozingsprofiel van met fecaliën vervuild toiletwater vanaf pleziervaartuigen tussen de boten (blauwe lijn), net na de boten (groene lijn), 500 meter na de laatste boot (rode lijn) en 1000 meter na de laatste boot (zwarte lijn). De basiskwaliteit was 1000 kve/l.

Een éénmalige toiletwaterlozing in een kanaal heeft door de heersende stroming nageenog geen zichtbaar effect op de bacteriologische kwaliteit van het ontvangende oppervlaktewater.

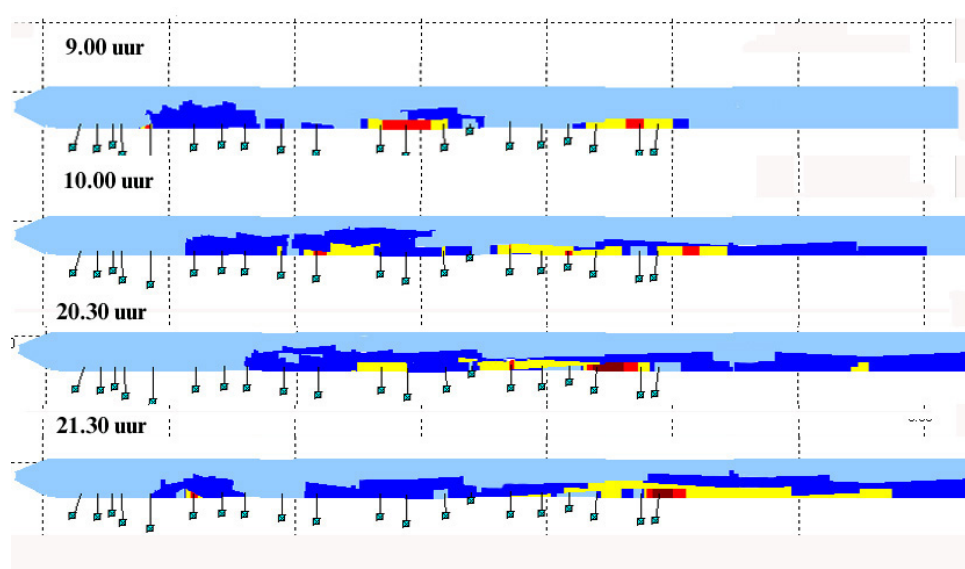
3.3.2 Meervoudige toiletwaterlozingen

In deze variant wordt het effect van meerdere toiletwaterlozingen met feces vanuit de pleziervaartuigen op de waterkwaliteit in de tijd berekend voor een klein kanaal met stroming.

Gesimuleerd wordt dat er 20 pleziervaartuigen liggen afgemeerd aan de wal in de eerste 500 meter van het kanaal met op elke boot drie personen aan boord. Er wordt vanuit gegaan dat bij alle andere toiletlozingen er geen feces vrijkomen of dat de overige toiletbezoeken in sanitaire voorzieningen op de wal plaatsvinden. De meeste van de fecaliënhoudende toiletwaterlozingen vinden 's ochtends of 's avonds op oppervlaktewater plaats.

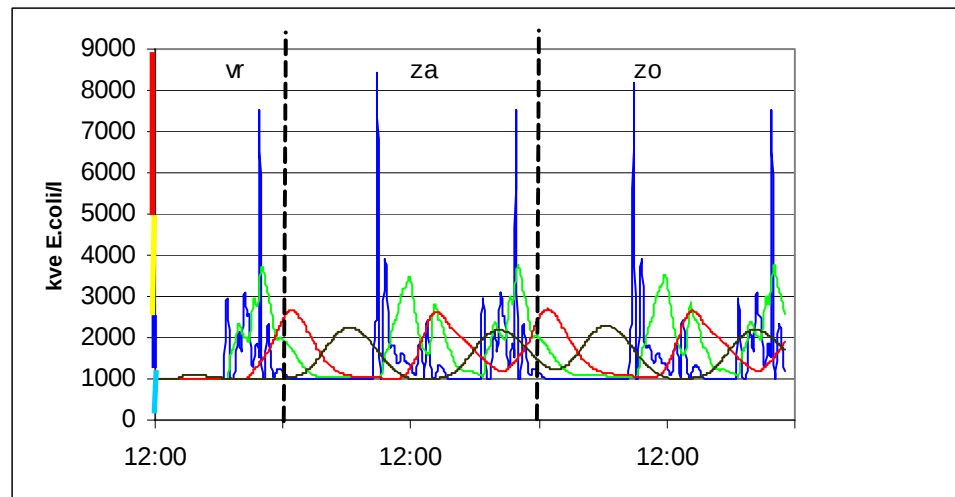
Aangenomen wordt dat elk pleziervaartuig één, twee of drie maal daags $1 \cdot 10^9$ kve (toiletwater met feces) loost op oppervlaktewater met een totaal van 40 van dergelijke lozingen (dus gemiddeld 2 per pleziervaartuig). Er zijn 15 lozingen tussen 8-11 uur, 5 lozingen tussen 12-14 uur en 20 lozingen tussen 18-22 uur. De bacteriologische basiskwaliteit van het oppervlaktewater is op 1000 kve/l gesteld.

Het effect van deze toiletwaterlozingen op de bacteriologische kwaliteit van het oppervlaktewater gedurende een dag wordt weergegeven in figuur 3.16.



Figuur 3.16 DufLOW berekeningen van de waterkwaliteit gedurende één dag in een klein kanaal met doorstroming tijdens het eerder aangegeven lozingsprofiel van met fecaliën vervuild toiletwater vanaf pleziervaartuigen. De kleuren geven de bacteriologische waterkwaliteit: lichtblauw = 0 - 1250 kve/l, donkerblauw 1250 - 2500 kve/l, geel 2500 - 5000 kve/l, rood 5000 - 10.000 kve/l en donkerrood hoger dan 10.000 kve/l. Het raster geeft de afstanden in 100-meters weer.

Uit figuur 3.16 blijkt dat de bacteriologische kwaliteit van het oppervlaktewater in een klein kanaal aanzienlijk wordt beïnvloed door de toiletwaterlozingen vanaf de pleziervaartuigen. Deze bacteriologische kwaliteit verschilt sterk en is afhankelijk van het lozingsprofiel en de locatie in het kanaal. In de omgeving van de pleziervaartuigen wordt de norm voor zwembadwater overschreden. Door menging zullen de vervuilingsspieken van *E. coli*'s in de tijd afvlakken en de bacteriologische kwaliteit van het oppervlaktewater minder beïnvloed worden door de toiletwaterlozingen. Dit wordt extra zichtbaar gemaakt in figuur 3.17.



Figuur 3.17 DufLOW berekening van de bacteriologische waterkwaliteit gedurende het weekend in een kanaal met doorstroming tijdens het eerder aangegeven lozingsprofiel van met fecaliën vervuild toiletwater vanaf pleziervaartuigen tussen de boten (blauwe lijn), net na de boten (groene lijn), 500 meter na de laatste boot (rode lijn) en 1000 meter na de laatste boot (zwarte lijn). De basiskwaliteit was 1000 kve/l.

Als door de pleziervaartuigen gedurende een aantal dagen toiletwater met feces wordt geloosd zal de waterkwaliteit verderop in het kanaal verslechteren. Door de stroming is dit effect alleen benedenstrooms merkbaar en als zodanig niet in bovenstaande figuur te presenteren.

4 Meetwaarden

4.1 Opzet van bemonsteringscampagne 2004

Tijdens de zomerperiode van 2004 heeft RIZA een beperkte bemonsteringscampagne uitgevoerd naar de bacteriologische kwaliteit van het oppervlaktewater op concentratiepunten van pleziervaartuigen. Hiervoor zijn locaties op recreatiewater geselecteerd, waarin bij mooi weer in de zomer wordt gezwommen. Eén de selectiecriteria was dat deze locaties niet of in zeer geringe mate worden beïnvloed door andere emissiebronnen van fecale verontreiniging, zoals verspreide bebouwing, woonboten, riooloverstorten of effluënten van rioolwaterzuivering. Gekeken is naar eilandjes in recreatiegebieden, waar groepjes pleziervaartuigen voor anker liggen of in kanalen achter elkaar aan de wal. Op bijna alle locaties waren in de directe omgeving sanitaire voorzieningen aanwezig zodat de noodzaak om het onderwatertoilet ter plekke te gebruiken ontbrak. Tijdens de bemonstering is waargenomen dat een groep watersporters daadwerkelijk gebruik maakt van deze sanitaire voorzieningen op de wal.

Naast de concentratiepunten van pleziervaartuigen in recreatiegebieden is ook gekeken naar de bacteriologische kwaliteit in jachthavens omdat deze ook veelal als een belangrijke lokale emissiebron van fecale verontreiniging worden aangemerkt.

De monsternamen door RIZA heeft aan het eind van de zomervakantieperiode in de ochtenduren plaatsgevonden om zoveel mogelijk aansluiting te zoeken bij de overnachtingen van de watersporters op het pleziervaartuig op de desbetreffende locatie. Bemonstering in de ochtenduren heeft bovendien als voordeel dat enerzijds verspreiding van de fecale verontreiniging en anderzijds de opwerveling van bodemdeeltjes door vaarbewegingen nog weinig heeft plaatsgevonden. De weersomstandigheden tijdens de bemonstering en de voorgaande dag waren doorgaans zomers met temperaturen van omstreeks 25°C. Het transport van de watermonsters heeft gekoeld op dezelfde dag plaatsgevonden en alle bacteriologische monsters zijn binnen 30 uur door Waterschap Rivierenland ingezet voor analyse.

4.2 Meren en kanalen

De bacteriologische kwaliteit van de bemonsterde recreatiewateren, bepaald aan de hand van de indicatorparameters thermotolerante bacteriën van de coligroep, *Escherichia coli* en intestinale enterococci, staan gegeven in tabel 4.1. Alle bemonsteringslocaties zijn anoniem weergegeven.

Tabel 4.1 Bacteriologische kwaliteit van oppervlaktewater nabij concentratiepunten van pleziervaartuigen tijdens zomerseizoen 2004.

Recreatie- water	Datum	Thermotolerante bacteriën v/d coligroep (kve/l)	<i>Escherichia coli</i> (kve/l)	Intestinale enterococcen (kve/l)	Zwevende stof (mg/l)	pH
VP-1	9 aug	12.000	6.600	< 100	< 2,0	8,2
	5 sept	5.400	4.000	2.900	2,4	8,1
VP-2	5 sept	1.100	1.000	400	< 2,0	8,1
VP-3	5 sept	600	< 1.000	< 100	< 2,0	8,0
(zwemlocatie)						
VP-4	9 aug	50.000	4.900	900	< 2,0	8,3
	5 sept	17.000	30.000	< 100	< 2,0	8,2
VP-5	9 aug	7.200	1.800	200	< 2,0	8,2
	5 sept	13.000	18.000	100	< 2,0	8,2
VP-6	5 sept	500	< 1.000	100	2,8	8,2
(zwemlocatie)						
LP	9 aug	30.000	11.000	900	19,0	8,1
SM	18 aug	8.000	11.000	500	26,0	8,0
WR-1	10 aug	42.000	32.000	2.300	13,0	8,0
WR-2	10 aug	74.000	50.400	400	20,0	7,8
WR-3	10 aug	24.000	27.600	400	44,0	8,2
EB	18 aug	6.200	6.000	2.000	25,0	7,5
LD	18 aug	12.000	17.000	< 150	24,0	7,9

Op de locaties VP, LP en SM liggen de pleziervaartuigen aangemeerd aan een eilandje in een meer (situatie 1). De overige monsternamenpunten (WR, EB en LD) kunnen beschouwd worden als voorbeeld voor situatie 2 bij de modelberekeningen t.w. groepjes pleziervaartuigen afgemeerd aan de wal van een (klein) kanaal.



Figuur 4.1 Zwemlocatie (VP-3) in recreatiewater met aangemeerde pleziervaartuigen (VP-1) tijdens bemonstering voor situatie 1.



Figuur 4.2 Bemonsteringslocatie LP voor situatie 1, waarbij pleziervaartuigen aangemeerd liggen voor een eiland in een recreatieplas.

Uit de meetwaarden blijkt dat in de directe omgeving of tussen de pleziervaartuigen hoge aantallen indicatororganismen van fecale verontreiniging worden aangetroffen. In een groot aantal gevallen wordt de voorgestelde norm voor *E. coli* (5.000 kve/l) voor veilig zwemwater volgens de nieuwe EU zwemwaterrichtlijn overschreden. De geometrisch gemiddelde waarde voor de gemeten concentratie *E. coli*'s bedraagt 11.600 kve/l; de maximaal gemeten waarde is 74.000 kve/l. Voor de norm voor intestinale enterococcen (2.000 kve/l) vindt slechts een enkele overschrijding plaats. De geometrisch gemiddelde waarde (450 kve/l) ligt beduidend lager.

In een (diep) meer met goede doorzicht is op circa 50 m afstand (VP-2) van het lozingpunt van het ondoortoilet van pleziervaartuigen (VP-1) sprake van een geringe beïnvloeding vanwege een grote verspreiding van de bacteriologische verontreiniging met het omringende oppervlaktewater. Beïnvloeding van de officiële zwemwaterlocatie (VP-3) kon tijdens deze monsternamen niet worden aangetoond (zie figuur 4.1). Dit geldt ook voor de zwemlocatie VP-6 die beïnvloed zou kunnen worden door de pleziervaartuigen op VP-5.



Figuur 4.3 Bemonsteringslocatie WR-1 voor situatie 2, waarbij pleziervaartuigen aangemeerd liggen aan de wal van een kanaal.



Figuur 4.4 Bemonsteringslocatie WR-3 voor situatie 2, waarbij pleziervaartuigen aangemeerd liggen aan de wal van een kanaal.

Bij de bemonstering van de locaties WR, EB en LD, waar groepjes pleziervaartuigen afgemeerd liggen langs een kanaal, is geen rekening gehouden met de pluimwerking van de fecale verontreiniging na de laatste boot, zoals tot uitdrukking komt bij de modelberekening van situatie 2. Ook voor deze locaties, die als voorbeeld dienen voor situatie 2, is alleen bemonsterd tussen of dichtbij de pleziervaartuigen. Reden hiervoor is dat in werkelijkheid naast de stroming van het oppervlaktewater ook andere factoren (golfslag, wind) de fecale verontreiniging zullen verspreiden. Ook zullen de gekozen locaties in de kanalen ten opzichte van die in de meren veel eerder blootgesteld worden aan fecale verontreiniging vanuit andere emissiebronnen dan alleen het legen van de onderwatertoiletten van de beschouwde afgemeerde groep pleziervaartuigen. Om een beeld te krijgen van de beïnvloeding door andere lozingsbronnen van fecaal afvalwater zou de bacteriologische kwaliteit van deze wateren vastgesteld dienen te worden voorafgaande aan het vaarseizoen. In deze bemonsteringscampagne is dit achteraf in het najaar gebeurd. De bacteriologische achtergrondkwaliteit van het oppervlaktewater lag in het najaar in de range van 150 – 2000 kve *E. Coli*'s per liter.

Bij vergelijking van de in de praktijk gemeten waarden *E. coli*'s op enkele concentratiepunten van pleziervaartuigen met de uitkomsten van de modelberekeningen voor de gegeven situaties 1 en 2 uit hoofdstuk 3 blijkt dat deze redelijk overeenkomen. De pieken van de gemeten concentraties *E. coli* in de directe omgeving van de pleziervaartuigen zijn doorgaans hoger dan de berekende waarden. Zo laten de in de figuren 3.9 en 3.15 gegeven concentratieverlopen piekwaarden voor *E. coli* tot circa 7000 – 10.000 kve/l zien. De gemeten concentraties *E. coli* dichtbij de pleziervaartuigen liggen in de range 1.800 – 74.000 kve/l. Doordat het lozingspatroon onbekend is, is het onduidelijk of de gemeten concentraties *E. coli*'s tot de piekwaarden kunnen worden gerekend.

De enige gemeten en berekende concentratie *E. coli*'s op enige afstand (50 m) van een groepje pleziervaartuigen komen redelijk met elkaar overeen. Dit is te verklaren door de verspreiding van de fecale verontreiniging met het omringende oppervlaktewater. Bepalend hierbij zijn natuurlijk de invoergegevens in het berekeningsmodel DUFLOW en de locale (hydrologische) omstandigheden van het bemonsterde recreatiewater.

Opmerkelijk is het feit dat bijna alle locaties met een hoog zwevende stof gehalte in het oppervlaktewater ook hoge aantallen *E. coli* bevatten. Dit komt overeen met de bevindingen uit het waterkwaliteitsonderzoek van recreatiewateren uit 1975/1977 [Uiterwijk Winkel,

1981]. Hierbij werd bij de beïnvloeding van het recreatiewater door de pleziervaart een onderscheid gemaakt tussen een directe en indirecte verontreiniging. De directe verontreiniging bestaat uit het legen van de onderwatertoiletten. Toiletwater met fecaliën bevat veel zwevende stof. De indirecte beïnvloeding bestaat uit het opwoelen van het bacteriehoudend bodemslib door o.a. schroefwerking of golfslag in ondiepe wateren en het in suspensie houden gedurende de dag. Gedurende de nacht bezinken de slibdeeltjes weer, waardoor de bacteriologische kwaliteit 's ochtends weer beter zou moeten zijn. Verder bleek uit het waterkwaliteitsonderzoek uit de jaren 70 dat op basis van het verloop van het *E. coli*-gehalte gedurende een weekend meten de bacteriologische vervuiling 's zondags-avonds groter was dan aan het begin van het weekend. Mogelijk is er sprake van een oplaadeffect gedurende drukke piekdagen van pleziervaart. Dit komt overeen met de modelberekeningen zoals weergegeven in de figuren 3.11 en 3.12, waarbij geen rekening is gehouden met mogelijke afsterving van *E. coli*'s gedurende het weekend.

4.3 Jachthavens

De bacteriologische kwaliteit van het havenwater in jachthavens, bepaald aan de hand van de indicatorparameters Thermotolerante bacteriën van de Coli-groep, *Escherichia coli* en intestinale enterococci, staan gegeven in tabel 4.2. Alle bemonsteringslocaties zijn anoniem weergegeven.

Tabel 4.2 Bacteriologische kwaliteit van water in jachthavens.

Jacht-haven	Datum	Thermotolerante bacteriën v/d coligroep (kve/l)	<i>Escherichia coli</i> (kve/l)	Intestinale enterococ. (kve/l)	Zweev. stof (mg/l)	BZV (mg/l)	P (mg/l)	pH
JH-1	12 aug	400	300	< 100	6,2	2,2	0,1	7,9
JH-2	12 aug	6.200	6.800	100	33,0	3,2	0,16	8,3
JH-3	12 aug	5.200	3.800	< 100	16,0	2,2	0,37	8,1
JH-4	18 aug	800	400	< 150	6,6	3,6	0,12	8,3
JH-5	12 aug	1.200	1.400	< 100	24,0	3,2	0,56	8,5
JH-6	18 aug	800	1.900	< 150	3,0	1,2	0,13	8,2
JH-7	6 sept	900	1.000	200	18,0	4,8	<0,05	8,4
JH-8	6 sept	2.200	2.000	900	11,0	2,2	0,16	8,0

De bacteriologische kwaliteit van het water in de bemonsterde jachthavens was doorgaans beter dan op de concentratiepunten van pleziervaartuigen in recreatiewateren. In een enkel geval werd de voorgestelde norm van de nieuwe EU-zwemwaterrichtlijn voor *E. coli* overschreden; de norm voor intestinale enterococci werd bij geen enkele bemonstering overschreden. Blijkbaar wordt het lozingenverbod voor het legen van het onderwatertoilet in een jachthaven door de watersporters, zoals voorgeschreven in het havenreglement, goed opgevolgd. Er is wel een onderscheid waarneembaar tussen de wat grotere jachthavens (JH1 t/m JH-4) rondom het IJsselmeer, waar veel watersporters overnachten en de wat kleinere jachthavens (JH5 t/m 8), waar niet of nauwelijks overnachtingen plaatsvinden. In de nacht voorafgaande aan de monsternamen in de jachthavens JH1 t/m 4 verbleven er circa 80, 260, 250 en 100 overnachtende watersporters. Het geometrisch gemiddelde van het aantal *E. coli* bedraagt 1.400 kve/l en van intestinale enterococci 200 kve/l.



Figuur 4.5 Eén van de bemonsterde jachthavens.

In vergelijking tot de bevindingen in het waterkwaliteitsonderzoek van recreatiewateren uit 1975/1977 [Uiterwijk Winkel, 1981] is de bacteriologische kwaliteit in jachthavens sterk verbeterd. Het geometrisch gemiddelde van het aantal *E. coli* tijdens bemonsteringen gedurende een weekend in een tiental jachthavens in het seizoen 1975/1977 bedroeg 3.200 mpn/l binnen de range van 500 – 54.000 mpn/l. Uit de piekconcentraties in het verloop van de *E. coli* concentraties is destijds duidelijk de relatie met het ledigen van het onderwatertoilet te zien.

5 Conclusies

- Fecaliën bevatten ziekmakende organismen (pathogenen) zoals virussen, bacteriën en protozoa. Als indicatororganisme voor fecale verontreiniging wordt o.a. in de nieuwe EU-zwemwaternorm *Escherichia coli* en intestinale enterococci gebruikt. Op basis van de gemeten concentraties *E. coli* in fecaliën, huishoudelijk afvalwater en influent van rioolwaterzuiveringen is afgeleid dat het legen van een onderwatertoilet met fecaliën door een pleziervaartuig overeenkomt met een bacteriologische verontreiniging van het oppervlaktewater met $1 \cdot 10^9$ *E. coli*.
- Groepjes van pleziervaartuigen, die voor een eilandje in een recreatieplas voor anker liggen of aangemeerd zijn langs de wal van een kanaal beïnvloeden de bacteriologische waterkwaliteit ter plekke door het legen van het onderwatertoilet.
- In de directe nabijheid van de groepjes pleziervaartuigen in recreatiewater is *E. coli* gemeten in de range van 1800 – 74.000 kve/l. Hierdoor wordt in een groot aantal gevallen de voorgestelde norm voor veilig zwemwater volgens de nieuwe EU zwemwaternorm voor *E. coli* van 5.000 kve/l overschreden. De geometrisch gemiddelde waarde voor de concentratie *E. coli* nabij groepjes pleziervaartuigen was 11.600 kve per liter. De andere bacteriologische norm volgens de nieuwe EU zwemwaternorm, t.w. voor intestinale enterococci (2.000 kve/l) werd slechts in een enkel geval overschreden. De geometrisch gemiddelde waarde (450 kve/l) lag beduidend lager.
- Op grotere afstand van de toiletwaterlozingen van de pleziervaartuigen was de bacteriologische verontreiniging geringer door vermenging met het omringende recreatiewater. Geen beïnvloeding kon worden aangetoond van de officieel aangewezen zwemlocaties.
- Modelberekeningen met DUFLOW bevestigen bovenstaand beeld. De berekende piek-concentraties van *E. coli* met behulp van het DUFLOW-model in het ontvangende oppervlaktewater tussen de pleziervaartuigen zijn doorgaans lager dan de in de praktijk gemeten concentraties dichtbij de pleziervaartuigen. Verder blijkt uit de modelberekeningen dat:
 - Een enkelvoudige lozing van fecaliënhoudend toiletwater vanaf één pleziervaartuig heeft een klein kortdurend effect op de waterkwaliteit op een meertje en een kanaal met geringe stroming;
 - Meervoudige lozingen van fecaliënhoudend toiletwater vanaf pleziervaartuigen kunnen de bacteriologische kwaliteit van het recreatiewater nadelig beïnvloeden, o.a. afhankelijk van de lokale (hydrologische) omstandigheden.
 - Bij meervoudige lozingen van fecaliënhoudend toiletwater vanaf pleziervaartuigen gedurende een langere tijd kunnen de algemene bacteriologische waterkwaliteit van het recreatiewater verslechteren en het effect van de toiletwaterlozingen versterken.
- Uit de bemonsteringscampagne is gebleken dat de recreatiewateren met hoog zwevende stof gehalten ook hoge concentraties *E. coli* bevatten. Dit bevestigt de bevindingen uit een eerder verricht waterkwaliteitsonderzoek naar recreatiewateren uit 1975/1977, waar een onderscheid is gemaakt tussen de directe beïnvloeding door het legen van de onderwatertoiletten door pleziervaartuigen en de indi-

recte beïnvloeding ten gevolge van het opwoelen van bacteriehoudend bodemslib (schroefwerking, golfslag).

- De gemeten bacteriologische kwaliteit van het havenwater blijkt in de bemonsterde jachthavens beter dan in de nabijheid van groepjes pleziervaartuigen in recreatiewateren. In een enkel geval werd de voorgestelde norm van de nieuwe EU-zwemwaterrichtlijn voor *E. coli* overschreden; de norm voor intestinale enterococci werd in geen enkele jachthaven overschreden. Het geometrisch gemiddelde van *E. coli*'s bedraagt 1.400 kve/l en van intestinale enterococci 200 kve/l.
- Blijkbaar wordt het lozingenverbod voor het legen van het onderwatertoilet van een pleziervaartuig in een jachthaven, zoals doorgaans is voorgeschreven in het havenreglement, door de watersporters goed opgevolgd. In vergelijking tot de bevindingen in het waterkwaliteitsonderzoek van recreatiewateren uit 1975/1977 is de bacteriologische kwaliteit in jachthavens sterk verbeterd.
- Van de in de nieuwe EU-zwemwaterrichtlijn gestelde grenswaarden voor *E. coli* en intestinale enterococci lijkt de *E. coli*-norm van 5.000 kve/l bepalend voor bacteriologische beïnvloeding van het ontvangende oppervlaktewater ten gevolge van de toiletwaterlozingen vanaf de recreatievaart. Voor het opstellen van een zwemwaterprofiel voor een officieel vastgestelde zwemwaterlocatie in oppervlaktewater in het kader van de nieuwe EU-zwemwaterrichtlijn kan gebruik worden gemaakt van de volgende richtgetallen:
 - $1 \cdot 10^9$ kve *E. coli*'s per pleziervaartuig per dag;
 - 1.400 kve *E. coli*'s per liter oppervlaktewater uit een jachthaven.

6 Referenties

Alterra (2002). Recreatietoervaart; 9 jaar later. Alterra rapport P050/HM12-2002, Wageningen.

Bronda R. (2003). Kosteneffectiviteitsanalyse Herziening EU Zwemwater Richtlijn. RIZA-rapport 2003.011, Lelystad.

Brouwer R. & I. van Pelt (2002). Revision of the European Bathing Water Quality Directive. RIZA-report 2002.026. Lelystad.

CIW (2000) Rapport 'Emissie-immissie', Ministerie van Verkeer & Waterstaat, Den Haag, bijlage 6 tabel B-6.1.

Commissie van de Europese Gemeenschap (2002). Voorstel voor een richtlijn van het Europees parlement en raad betreffende de kwaliteit van zwemwater, Brussel 24-10-02. COM(2002) 581 definitief. 2002/0254 (COD).

Geldreich E.E. (1978) Bacterial populations and indicator concepts in feces, sewage, stormwater and solid wastes. In: Berg, G (ed) Indicators of viruses in food and water. Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, MI, USA, p. 51-97.

Gezondheidsraad (2001). Microbiële risico's van zwemmen in de natuur. Gezondheidsraad 2001/25 Den Haag.

Kujawa-Roeleveld K., T. Elmitwalli, M. van Leeuwen, A. Tawfik, T. de Mes & G. Zeeman (2003). Anaerobic digestion of physiological waste and kitchen refuse towards resource management in the DESARE concept. Proceedings of the 2nd international symposium on ecological sanitation, incorporating the 1st IWA specialist group conference on sustainable sanitation, 7th-11th April 2003, Luebeck, Germany, pp 499-506.

Leenen E.J.T.M (2004). Richtgetallen voor emissiebronnen voor zwemwater. Grontmij-rapport 13/99048108/IL. Houten (in concept).

Ministerie van Verkeer en Waterstaat (1998). Vierde Nota Waterhuishouding. Regeringsbeslissing. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Den Haag.

Ruiter H. Persoonlijke mededeling, 2004.

Stenström T.A. (1996) Pathogenic microorganisms in wastewater systems – Risk assessment of traditional and alternative wastewater systems. Report 4683, Swedish Environmental Protection Agency and National Board of Health and Welfare, Stockholm, Sweden (In Swedish).

Uiterwijk Winkel, A.P.B. (1981) Invloed pleziervaart op kwaliteit recreatiewater. Recreatievoorzieningen nr. 2 p: 58-63.

VROM (2004). Plan van Aanpak Wetgevings- en communicatietraject 'lozingenverbod op toiletwater van recreatievaartuigen'-LBOW-werkgroep 'duurzame recreatievaart'. Tweede Kamer, vergaderjaar 2003-2004, 25890, nr. 28, Den Haag.

Wijst van der & Groot-Marcus (1998). Huishoudelijk afvalwater. Berekening van de zuurstofvraag. STOWA 98-40, Utrecht.

Bijlage 1

Aangenomen lozingsregime voor de DUFLOW-berekeningen

Bijlage 1

Uitgangspunten modelberekeningen 'Beïnvloeding van de waterkwaliteit door recreatievaart'

Enkelvoudige toiletwaterlozing

Lozing 10^9 coli's, duur 1 minuut

Output op verschillende tijdstappen van 10 min tot 12 uur.

Meervoudige toiletwaterlozingen over de dag verspreid

Er zijn 20 pleziervaartuigen met gemiddeld drie personen aan boord, waarbij elk vaartuig twee maal per dag toiletwater met feces loost. Totaal 40 toiletwaterlozingen met fecaliën. Hierbij wordt er vanuit gegaan dat bij alle andere toiletlozingen er geen feces vrijkomen of dat de toiletbezoeken in sanitaire voorzieningen op de wal plaatsvinden.

Aangenomen wordt dat de meeste toiletwaterlozingen op oppervlaktewater 's ochtends of 's avonds plaatsvinden volgens onderstaand lozingsregime: 15 lozingen tussen 8-11 uur; 5 lozingen tussen 12-14 uur; 20 lozingen tussen 18-22 uur

Verspreidingslengte over kanaal is 500 m; verspreiding in meer is rondom eiland.

Lozing 10^9 coli's, duur 1 minuut

Output in grafiekvorm over de dag.

Lozingsregime van de 40 toiletwaterlozingen, verdeeld over 20 pleziervaartuigen

nummer van pleziervaartuig	lozing ochtend	lozing middag	lozing avond
1	8.00		22.00
2	9.12	13.12	18.24
3	10.24		21.00
4	8.36		19.12
5	9.00		19.36
6	10.12		21.30
7		12.00	19.00
8			20.48
9	8.12		19.48
10	9.48	12.24	18.48
11	8.48		21.48
12			18.12
13			20.00
14	9.24		20.36
15	10.00		19.42
16	8.24	12.48	18.24
17	10.48		20.12
18	10.36		20.24
19	9.36		21.12
20		13.48	18.36