Vand- og stoftransport gennem nedsivningsbassiner til behandling af vejvand

tain the oil

Kandidatspeciale Louise Horn & Helle Kraglund Jensen Vand og miljø uddannelsen Institut for Byggeri og Anlæg Aalborg Universitet



### Institut for Byggeri & Anlæg

Sohngaardsholmsvej 57 9000 Aalborg Telefon 96 35 80 80 Fax 98 14 25 55 http://www.bsn.aau.dk

### Titel:

Vand- og stoftransport gennem nedsivningsbassiner til behandling af vejvand

#### Tema:

Recipientbeskyttelse

#### **Projektperiode:**

Efterårssemestret 2013 og forårssemestret 2014

### **Projektgruppe:**

Louise Horn Helle Kraglund Jensen

#### Vejledere:

Thomas Ruby Bentzen Asbjørn Haaning Nielsen

Oplagstal: 5 Sidetal rapport: 128 Sidetal appendiks: 85 Bilags antal: 12 Afsluttet den: 10. juni 2014 Synopsis:

Dette afgangsprojekt omhandler vand- og stoftransport igennem nedsivningsbassiner til behandling af overfladevand veje. Baggrunden for projektet er recipient- samt miljøbeskyttelse i forhold til aflastning af regnvand samt uorganiske forureningskomponenter fra veje.

Rapportens primære fokusområde er jordens infiltrations- og tilbageholdelsesevne i forhold til vejrelaterede tungmetaller samt vejsalt.

Rapporten består af tre analyser: en kortlægning af danske jordarters egnethed til nedsivning af vejrelaterede tungmetaller, en analyse af tungmetallers transport igennem nedsivningsbassinet, tilkoblet rute 18 Midtjyske motorvej syd for Herning samt en analyse af salts effekt på jordens hydrauliske ledningsevne.

Rapportens indhold er frit tilgængeligt, men offentliggørelse (med kildeangivelse) må kun ske efter aftale med forfatterne.

### Forord

Denne rapport er udarbejdet af Helle Kraglund Jensen og Louise Horn, begge afgangsstuderende på 10. semester på Vand og Miljø-uddannelsen under Institut for Byggeri og Anlæg, på Aalborg Universitet. Rapporten er udarbejdet som et 45 ECTS points afgangsprojekt på kandidatuddannelsen Vand og Miljø. Projektarbejdet er udført i perioden 9. september 2013 til 10. juni 2014.

Rapporten omhandler vand- og stoftransport igennem nedsivningsanlæg, til behandling af overfladevand fra veje. Det primære fokusområde for rapporten er jordmediets infiltrations- samt tilbageholdelsesevne i forhold til vejrelaterede tungmetaller samt vejsalt. Analyserne omhandler transporten ned igennem jorden.

Rapporten består af tre analyser:

- En kortlægning af danske jordarters egnethed til nedsivning af vejrelaterede tungmetaller.
- En analyse af stoftransporten igennem nedsivningsbassinet tilkoblet motorvej rute 18 syd for Herning.
- En analyse af salts effekt på jordens hydrauliske ledningsevne.

Analysen af stoftransporten igennem nedsivningsbassinet tilkoblet motorvej rute 18 syd for Herning, er lavet i et samarbejde med Vejdirektoratet Skanderborg og Aalborg Universitet.

Rapporten henvender sig primært til vejledere og censor samt personer med interesse inden for transport af forurenet vejvand igennem nedsivningsbassiner til afvanding af motorveje. Den er udarbejdet med henblik på at dokumentere de opnåede kompetencer, færdigheder samt viden, der jævnfør studieordningen skal opnås i forbindelse med afgangsprojektet.

Til kildehenvisninger er Harvard-metoden anvendt. Kilder er angivet ved forfatterens efternavn og publikationens udgivelsesår, [efternavn, år]. Litteraturlisten, hvori alle anvendte kilder er listet, findes baggest i afgangsrapporten.

Vejlederne Thomas Ruby Bentzen og Asbjørn Haaning Nielsen har været tilknyttet afgangsprojektet

### Abstract

This project deals with transport of runoff and pollutants from roads. The main topic is protection of the water environment, due to runoff from roads and heavy metals.

The purpose of the report is to analyze the properties of soil, focusing on the infiltration and the ability to retain heavy metals.

The report contains three parts:

- Part 1: A study of the ability to infiltrate and retain heavy metals in Danish soil types.
- Part 2: Estimating transport related to the runoff from a highway located near Herning. The transport is estimated in order to assess the risk of pollution in the groundwater.
- Part 3: A study of the impact of salt on the hydraulic conductivity.

In the first part different Danish soil types are investigated, in order to find the properties for infiltration and the ability to retain heavy metals. The analysis showed, that soil types located in the west of Jutland have a good potential.

In the second part a risk assessment related to the transport of heavy metals is made. Results from experiments showed a high retention of the heavy metals in the soil and no high risk for contaminating the surrounding water environment.

The third part contains an analysis of the impact of salt on the hydraulic conductivity. The analysis is based on experiments. It was concluded that salt, dissolved in water, containing organic matter, reduces the hydraulic conductivity.

### Indholdsfortegnelse

1	Indl	edning		1
2	Proj	ektbesk	arivelse	3
I	Ned	sivning	gspotentiale	5
3	Intr	oduktio	n til kortlægning	7
4	Jordartskort			9
5	Særlig hensyn til drikkevandsressourcen			13
	5.1	Områd	er med drikkevandsinteresser	13
	5.2	Lov on	n beskyttelseszone på 25 meter omkring vandindvindingsboringer	13
	5.3	Områd	er med særlig hensyn	14
6	Særlig hensyn til afstand til grundvandsspejl			17
7	Analyse af nedsivningsjorden			21
	<ul> <li>7.1 Prøveudtagningslokaliteter</li> <li>7.2 Bestemmelse af hydraulisk ledningsevne i felten</li> </ul>			21
				25
	7.3	Besten	melse af jordarternes sorptionsegenskaber	26
		7.3.1	Korrelation mellem sorptionskoefficient, organisk materiale og kornstørre	lse 29
		7.3.2	Sorptionskoefficienternes anvendelighed til videre kortlægning	30
8	Kor	tlægnin	g af jordarternes nedsivningspotentiale	33
	8.1	Katego	prisering af jordarter i forhold til hydraulisk ledningsevne	33
		8.1.1	Dimensionering af bassinarealer	33
		8.1.2	Kortlægning af infiltrationsevne	34
	8.2	Katego	prisering af jordarter i forhold til stoftilbageholdelsen	37
		8.2.1	Beregning af tilbageholdelseseffektiviteten	37
		8.2.2	Kortlægning af stoftilbageholdelseseffektivitet	39
	8.3	Kortlæ	gning af infiltrations- og stoftilbageholdelsesevne	48
	8.4	Diskus	sion	50

9	Mulighedsundersøgelse for placering af nedsivningsbassiner					
	9.1 Nedsivningsjordens egnethed					
		9.1.1 Nedsivningspotentiale i forhold til infiltrationsevne				
		9.1.2 Nedsivningspotentiale i forhold til stoftilbageholdelse	51			
		9.1.3 Nedsivningspotentiale i forhold til infiltrationsevne og stoftilbageholdelse	52			
	9.2	Særlig hensyn til afstand til grundvandsspejl	52			
	9.3	Særlig hensyn til drikkevand	53			
	9.4	Jordens forureningskoncentration og baggrundskoncentration	53			
	9.5	Forureningsgraden af vejvandet	53			
Π	Stof	transport	55			
10	Intro	oduktion til bestemmelse af stoftransporten	57			
11	Proj	ektlokalitet	59			
	11.1	Afvandingssystemet	59			
	11.2	Belastningen fra motorvejen til nedsivningsbassinet	61			
		11.2.1 Hydraulisk belastning	61			
		11.2.2 Forureningskomponenter relateret til motorvejen	62			
		11.2.3 Indløbskoncentrationen til nedsivningsbassinet	62			
	11.3	Karakterisering af jorden	64			
		11.3.1 Jordens tekstur	65			
		11.3.2 Porøsitet	66			
		11.3.3 Hydraulisk ledningsevne	67			
		11.3.4 Organisk indhold	68			
		11.3.5 Uorganiske stoffer i jorden	68			
	11.4	Konceptuel model	71			
12	Infil	trationsforsøg	73			
	12.1	Forudsætninger	73			
		12.1.1 Forsøg 1	74			
		12.1.2 Forsøg 2	74			
		12.1.3 Forsøg 3	75			
	12.2	Forsøgsopstilling	76			
	12.3	Databehandling af måleresultater	78			
		12.3.1 Bestemmelse af jordens tilbageholdelseseffektivitet	79			
	12.4	Resultat af infiltrationsforsøg	79			
		12.4.1 Resultat: forsøgsscenarie 1	79			
		12.4.2 Resultat: forsøgsscenarie 2	80			
		12.4.3 Resultat: forsøgsscenarie 3	82			
	12.5	Konklusion	82			
13	Vejsa	alt og pH's effekt på stoftransporten	83			

19	Konklusion	121
IV	Konklusion	119
18	Sammenfatning	117
17	Eksperimentel infiltrationsanalyse nr. 217.1 Forsøgsopstilling17.2 Databehandling17.3 Resultat	<b>113</b> 113 114 114
16	Eksperimentel infiltrationsanalyse nr. 1         16.1 Forsøgsopsætning         16.2 Databehandling         16.3 Resultat	<b>105</b> 105 106 107
15	Vejsalts effekt på hydraulisk ledningsevne         15.1 Salts effekt på partikelstørrelsen i vandopløsninger: DLVO teorien         15.2 DLVO teorien ved tilsætning af salt         15.3 Partikelstørrelsens påvirkning på infiltrationsevnen igennem nedsivningsbassine	<b>99</b> 99 101 r 102
III	I Vejsalts effekt	97
	14.2.2 Resultat	93 96
	14.2 Estimering af stoftransporten       14.2.1 Forudsætninger	91 92
	14.1.1       Vurdering af scenarie 1	90 90 91
14	<b>Risikovurdering</b> 14.1 Eksperimentel bestemmelse af stoftransporten	<b>89</b> 89
	13.3 Effekt af øget pH-værdi	86 87
	13.1.2 Afvigelser       13.2 Effekt af opløst vejsalt         13.2 Effekt af opløst vejsalt       13.2 Effekt af opløst vejsalt	84 85
	13.1       Vurderingsgrundlag	83 83

V Litteraturliste	123
Litteratur	125
VI Bilag	129
Appendiks A Beskrivelse af jordarter	Ι
Appendiks B Analyse af årstidsvariationen i grundvandsstande	n III
Appendiks C Laboratoriearbejde til analyse af nedsivningspoter	ntialet V
C.1 Glødetab	V
C.2 Sigteanalyse	VI
Appendiks D Bassindimensionering	IX
Appendiks E Transportmodel til estimering af jordarters stoftil	bageholdelsesevne XI
Betingelser	XI
Den generelle løsning til transportligningen	XII
E.1 Fastsættelse af parametre til estimering af stoftransport	XII
Parametre	XIV
Appendiks F Korrelation af sorptionsevnen	XVII
F.1 Kornstørrelsens korrelation for sorption	XX
F.2 Organisk materiales korrelation for sorption	XXI
Appendiks G Forsøg 1	XXIII
Måleresultat af metallerne relateret til vejvand	XXIII
Måleresultat af uorganiske stoffer ikke relateret til vejvand	XXXI
Appendiks H Forsøg 2	XXXVII
Måleresultat af metallerne relateret til vejvand	XXXVIII
Måleresultat af uorganiske stoffer ikke relateret til vejvand	XLIV
Appendiks I Forsøg 3	XLIX
Måleresultat af metallerne relateret til vejvand	L
Måleresultat af uorganiske stoffer ikke relateret til vejvand	LVII
Appendiks J Transportmodel til risikovurdering	LXIII
Betingelser	LXIII
Den generelle løsning til transportligningen	LXIV
J.1 Fastsættelse af parametre	LXIV
Parametre til bestemmelse af transporten i den umættede de	l af jorden LXV
Parametre til bestemmelse af transporten i den mættede del	af jorden LXVI
Parametre	LXVII

LXXI
LXXI

## 1 Indledning

De trafikale motorkøretøjer tilfører antropogene stoffer på de danske veje. Disse består bl.a. af tungmetaller såsom cadmium, krom, kobber, nikkel, bly og zink. Tungmetallerne forekommer i bremsebelægningen og vejbelægningen(i slagger og flyveaske som findes i vejbelægningen). Luftbårne partikler bidrager også til forureningen på vejene [Birgitte Marfelt, 2011]. En anden forureningskilde er vejsalt, hvilket i stort omfang spredes på de danske veje. I løbet af en vinter saltes der i gennemsnit omkring 100 gange om året på statsvejene, hvilket givet et saltforbrug på 55.000 tons [Vejdirektoratet.dk, 2012b]. Figur 1.1 illustrerer en trafikeret motorvej, hvorfra akkumulerede forureningskomponenter afstrømmer.



Figur 1.1: Motorvej i regnvejr. Forureningskomponenter tilført fra motorkøretøjer, afstrømmer fra motorvejen under regnvejrshændelser. [Peter Voergaard, 2012]

En anvendt metode til at håndtere det forurenede vejvand, er aflastning til nedsivningsbassiner. I nedsivningsbassinerne infiltreres vejvandet igennem jorden, hvorefter det strømmer videre til recipienten. Transporten af forureningskomponenterne til recipienten afhænger i høj grad af nedsivningsjordens hydrauliske samt rensningsmæssige egenskaber. På figur 1.2 ses et eksempel på et nedsivningsbassin til behandling af kontamineret vejvand.



Figur 1.2: Nedsivningsbassin til behandling af kontamineret vejvand. Bassinet er tilkoblet rute 18, Midtjyske Motorvej syd for Herning.

Nedsivningen kan udgøre en potentiel forureningsrisiko for miljøet. Forureningskomponenterne kan ved koncentrationer som overstiger organismernes toleranceniveau, forårsage både letale og subletale virkninger. Af hensyn til diversiteten af dyr og planter, er det derfor vigtigt at beskytte miljøet mod en stofmæssig overbelastning. Ydermere har miljøfremmedestoffer ikke kun skadelig effekt på naturen, men kan også have sundhedsmæssige effekter for os mennesker.

Med henblik på at beskytte recipienter mod hydraulisk og stofmæssig overbelastning er det vigtigt at sikre en optimal håndtering af den vejrelaterede afstrømning. Den optimale håndtering indebærer bl.a. at sikre, at jorden i nedsivningsbassinet er egnet. Jorden er egent, hvis den har gode infiltrations- og renseevne.

Denne rapport omhandler vand- og stoftransporten igennem nedsivningsbassiner, hvor der primært er fokus på jordens infiltrationsevne samt jordens tilbageholdelseseffektivitet i forhold til de vejrelaterede tungmetaller samt vejsalt.

## 2 Projektbeskrivelse

Nedsivningsbassiner er en ofte anvendt metode til håndtering er vejvand. Imidlertid kan nedsivning af vejvand udgøre en potentiel forureningsrisiko af recipienter og derfor er det vigtigt at sikre, at nedsivningsjorden er et godt rensemedie overfor de forurenende stoffer. Derudover skal jorden være hydraulisk egnet til formålet.

I projektet er vand- og stoftransporten igennem nedsivningsbassiner analyseret, med det formål at belyse jordarters egnethed for nedsivning. Projektet belyser, hvilke forhold der er afgørende for en egnet nedsivningsjord.

### Problemformulering

Hvilke danske jordarter besidder gode infiltrations- og stoftilbageholdelsesegenskaber med henblik på etablering af nedsivningsbassiner til håndtering af vejvand?

### Problembeskrivelse

Problemformuleringen er besvaret igennem følgende tre del-analyser:

1. del: Kortlægning af nedsivningspotentialet for Danmark med henblik på etablering af nedsivningsbassiner tilhørende veje.

I første del-analyse er nedsivningspotentialet for udvalgte danske jordarter undersøgt. Vurderingen af jordarternes egnethed er baseret på deres infiltrations- og stoftilbageholdelsesevne af vejrelaterede tungmetaller.

2. del: Stoftransporten igennem nedsivningsbassinet tilkoblet motorvej rute 18 syd for Herning.

Nedsivningsbassinet tilkoblet motorvej rute 18 syd for Herning er valgt som casestudie. Vand og stoftransporten igennem nedsivningsbassinet er bestemt med henblik på at belyse, hvorvidt nedsivningsjorden i bassinet er egnet til formålet. Nedsivningsjordens egnethed er vurderet ud fra en eksperimentel bestemmelse af jordens tilbageholdelseseffektivitet. Den potentielle forureningsrisiko af recipienten er vurderet på baggrund af tilbageholdelseseffektiviteterne.

3. del: Vejsalts effekt på jordens hydrauliske ledningsevne.

Der er udført eksperimentelle analyser af, hvorvidt vejsalt opløst i det afstrømmende regnvand kan medføre en reduktion af nedsivningsjordens hydrauliske ledningsevne.

### Del I

## Nedsivningspotentiale

Kortlægning af nedsivningspotentialet for Danmark med henblik på etablering af

nedsivningsbassiner tilhørende veje.

## 3 Introduktion til kortlægning

Ved etablering af nedsivningsbassiner til håndtering af overfladevand fra veje, er det vigtigt at jordbundsforholdene er egnet til formålet. En egnet jord skal ideelt set besidde gode hydrauliske egenskaber og en god stofmæssig tilbageholdelsesevne.

Er nedsivningsjorden ikke hydraulisk egnet, kræves store bassinarealer til at infiltrere den dimensionsgivende vandvolumen. Derudover kan en ringe infiltrationsevne medføre et permanent vandspejl på nedsivningsoverfladen og give funktionsmæssige problemer [Vollertsen et al., 2012]. Jordens stoftilbageholdelsesevne er vigtig for at mindske risikoen for, at forurenende stoffer spredes videre i miljøet og potentielt truer plante- og dyrelivet.

Formålet med denne kortlægning er at bestemme nedsivningspotentialet for de danske jordarter med fokus på jordens infiltrations- og stoftilbageholdelsesevne af vejrelaterede tungmetaller.

## 4 Jordartskort

Om en jord er egnet til nedsivning af vejvand, er i høj grad styret af jordbundsforholdene, som afhænger af den pågældende jordart. Som fundament for kortlægningen af nedsivningspotentialet er et jordartskort over de danske jordarter anvendt. Det anvendte jordartskort er digitalt, i målestoksforholdet 1:200.000 og udarbejdet af GEUS. Kortet omfatter de overfladenære jordartskyper og deres udbredelse i Danmark [GEUS, 2011]. På figur 4.1 ses det anvendte jordartskort.



Figur 4.1: Jordartskort som danner grundlag for kortlægning af nedsivningspotentialet i Danmark [GEUS, 2014c].

Jordartskortet, vist på figur 4.1, afbilder de forskellige jordarter i den øverste meter, under pløjeog kulturlag. Jordartskortets præcision er 200 *m*. Til beskrivelse af jordarterne er der anvendt en klassificering bestående af 35 jordarter. På kortet eksisterer der 11 kvartære jordarter, der er angivet med hver sin farve. De resterende 24 jordarter er prækvartære jordarter og er angivet med hvid. Denne klassificering er lavet af GEUS [1995]. De kvartære aflejringer er aflejret dels til forskellige perioder og dels i forskellige miljøer; dette er grundlaget for den overordnede opdeling af jordartstyperne [GEUS, 1995]. Jordarterne er inddelt i kategorier efter kornstørrelsen. Kornstørrelsen inddeles i tre fraktioner, vist i tabel 4.1.

Grus	20-2 mm	
Sand	2-0,06 mm	
Ler	< 0,06 mm	

Tabel 4.1: Jordarterne er inddelt efter denne kornstørrelsesfordeling [GEUS, 1995].

For yderlige detaljer om jordartskortet henvises til hovedkilden GEUS [GEUS, 1995].

## 5 Særlig hensyn til drikkevandsressourcen

Etablering af nedsivningsbassiner medfører en potentiel forureningsrisiko af grundvandet. I Danmark er der med henblik på at beskytte drikkevandsressourcen indført planlægnings- og lovgivningsmæssige indsatser. De planlægnings- og lovgivningsmæssige indsatser omhandler områder med drikkevandsinteresser samt områder berørt af en beskyttelseszone på 25 meter omkring vandindvindingsboringer. Etablering af nedsivningsbassiner bør ikke stride imod drikkevandsinteresserne. Derfor er indsatserne som beskytter drikkevandsressourcen kortlagt i dette kapitel.

### 5.1 Områder med drikkevandsinteresser

I forbindelse med kortlægningen af nedsivningspotentialet er områder med drikkevandsinteresser kortlagt. Områderne omfatter hhv. områder med drikkevandsinteresser (OD), områder med særlige drikkevandsinteresser (OSD) og områder med begrænsede drikkevandsinteresser (IDI). Drikkevandsinteresserne er kortlagt, da grundvandsressourcen i interesseområderne prioriteres højt. Nedsivning af vejvand kan i områderne stride imod interessen for drikkevandsressourcen [Miljøministeriet, 1995].

## 5.2 Lov om beskyttelseszone på 25 meter omkring vandindvindingsboringer

Nedsivning af vejvand skal foregå under hensyn til relevante beskyttelseszoner.

I 2011 blev der indført en ændring i miljøbeskyttelsesloven. Ved denne lovændring blev der indført et krav om en beskyttelseszone med en radius på 25 meter omkring alle vandindvindingsboringer til almene vandforsyningsanlæg [Miljøministeriet, 2011b]. Loven er angivet i "Lov om ændring af lov om naturbeskyttelse, lov om planlægning, lov om vandløb og forskellige andre love" i § 21b. Lovændringen har til formål at beskytte drikkevandet [Miljøministeriet, 2011a].

Ifølge GEUS vedrører lovændringen ca. 10.000 vandindvindingsboringer fordelt på ca. 2.600 almene vandforsyningsanlæg [Miljøministeriet, 2011b].

Vandforsyningsboringerne for de almene vandforsyningsanlæg er hentet fra GEUS jupiterdatabase og kortlagt som information om, hvor der ved etablering af nedsivningsanlæg skal tages højde for beskyttelseszonen på 25 meter. [GEUS, 2014a]

### 5.3 Områder med særlig hensyn

Områder med drikkevandsinteresser (OD), særlige drikkevandsinteresser (OSD) og områder berørt af en beskyttelseszone på 25 m er ikke direkte defineret som uegnede til nedsivning på den endelige kortlægning, men kortlagt, således der kan udvises ekstra hensyn til drikkevandsressourcen ved etablering af nedsivningsbassiner. Kortlægningen er vist på figur 5.1.



Figur 5.1: Områder med drikkevandsinteresser (OD), særlige drikkevandsinteresser (OSD) og begrænsede drikkevandsinteresser (IDI) [Miljøstyrelsen, 2014]. Endvidere er vandindvindingsboringerne til almene vandforsyningsanlæg, berørt af en 25 meters beskyttelseszone vist [GEUS, 2014a]. Kortet giver information om områder, hvor der skal vises særlig hensyn i forhold til drikkevandsbeskyttelse.

# 6 Særlig hensyn til afstand til grundvands-

Ved nedsivning af vejvand er det vigtig, at afstanden mellem nedsivningsbassinets bund og grundvandsspejl er tilstrækkelig, således at vandet kan infiltrere. Derudover vil stoftransporten igennem en større afstand resultere i en bedre rensning af vandet.

I dette kapitel er det lokaliseret, hvor i Danmark afstanden mellem terrænoverfladen og grundvandsspejlet ikke er tilstrækkelig. I analysen er en afstand mellem terrænoverfladen og grundvandsspejlet på mindre end 3 *m* defineret som uegnet til nedsivning. Afstanden på 3 *m* er anvendt, da der ved design af nedsivningsbassiner typisk benyttes en afstand fra bunden af bassinet til det øverste grundvandsspejl på 1-1,5 *m* [Vollertsen et al., 2012].

Kortlægningen af lokaliteter, hvor afstanden mellem terrænoverfladen og grundvandsspejlet er mindre end 3 *m*, er bestemt i ArcGis. Som datagrundlag er der anvendt et grundvandspotentialekort for det øverste frie grundvandsspejl, udarbejdet af GEUS. Kortet viser en gennemsnitlig grundvandsstand fra 1991-2010 i meter under terræn [Geodatastyrelsen, 2000]. Grundvandspotentialekortet er vist på figur 6.1.



Figur 6.1: Gennemsnitlig grundvandspotentiale i perioden 1991-2010 målt i meter under terrænoverflade. Kortet er anvendt til at lokalisere områder, hvor infiltration af vejvand er begrænset [Geodatastyrelsen, 2000].

Til udvælgelse af områder, hvor nedsivning ikke er optimal, grundet afstanden mellem terrænoverfladen og grundvandsstaden, er der taget udgangspunkt i kortet vist på figur 6.1. På figur 6.2 ses de områder, hvor kravet til afstanden ikke er opfyldt. Områderne er markeret med sort.



Figur 6.2: Nedsivningspotentiale for Danmark, hvor afstanden mellem terrænoverflade og grundvandsspejl mindre end 3 m er markeret med sort. I områderne, markeret med sort, er infiltration af overfladevand ikke optimal pga. en begrænset afstand.

Figur 6.2 viser at det primært er i det centrale Jylland, hvor afstanden mellem grundvandsspejlet og terrænoverfladen er estimeret større end 3 m. I disse områder er der gode nedsivningsmuligheder i forhold til afstanden.

Figur 6.1 indikerer, at grundvandsspejlet på enkelte lokaliteter står højere end terrænoverfladen, idet der er målt afstande mellem grundvandsspejl og terrænoverflade under nul *m*. Det formodes, at grundvandsspejlet her er målt på spændte eller artesiske grundvandsmagasiner. På lokaliteterne er det vanskeligt at vurdere, om afstanden kategoriseres som begrænset til nedsivning; at grundvandet står under tryk, gør nødvendigvis ikke lokaliteten uegnet til etablering af nedsivningsbassiner. På figur 6.2 er der ikke taget højde for denne usikkerhed og lokaliteterne er defineret som uegnede til nedsivning.

Der skal ved anvendelse af kort 6.2 gøres opmærksom på, at der kan eksistere usikkerheder i forhold til årstidsvariationer i grundvandsstanden. Kort 6.1 baserer sig på en gennemsnitlig vandstand over 19 år (1991-2010). Grundvandsstandens variation over året varierer både lokalt og regionalt, afhængig af lokalitetsforholdene, grundvandsmagasinet samt vejrforholdene. Grundvandsspejlet står normalt højest i perioden februar til april.

Med henblik på at give en indikation for grundvandsstandens årstidsvariation, er en tidsserie for grundvandsstanden målt i pejleboring nr. 75.714 ved Karup analyseret. Analysen er vist i bilag B. I pejleboringen nr. 75.714 ved Karup har den årlige difference mellem minimumsog maksimums vandstanden været 30 - 90 *cm* for perioden 2002 - 2014 [GEUS, 2014b]. Ud fra analysen af årstidsvariationerne i grundvandsstanden er det vurderet, at der ved anvendelse af kort 6.2, skal tages højde for en grundvandsvariation på op til 90 *cm*. Det skal bemærkes at de 90 *cm* kun er glædende i området ved Karup. Dette er især vigtigt på lokaliteter, hvor grundvandsstanden i forvejen står nær terræn.

Trods variationer i grundvandsstanden er det vurderet, at der ud fra en gennemsnitlig grundvandsstand målt over 19 år (1991-2010) opnås et acceptabelt estimat for afstanden mellem terrænoverflade og grundvandsspejl og at kort 6.2 giver en god indikation for, hvor der med fordel kan etableres nedsivningsbassiner.

Grundvandsstanden varierer og afhænger af den pågældende lokalitets jord- og vejrforhold. Det anbefales derfor at de lokale forhold tages i betragtning. Forekommer der tvivl om, hvorvidt den ønskede lokalitet opfylder krav til afstanden, anbefales det, at der udføres yderligere undersøgelser. Der henvises til GEUS jupiterdatabase, [GEUS, 2014d], hvor tidsserier over vandstandsmålinger i pejleboringer etableret på forskellige lokaliteter i Danmark er tilgængelige. Disse data kan give en indikation af grundvandsspejlets placering. Alternativt kan grundvandsstanden måles i perioden februar til april, da det er i denne periode, grundvandsspejlet står højest.

## 7 Analyse af nedsivningsjorden

Formålet med dette kapitel er at undersøge jordens infiltrations- og sorptionsegenskaber i forhold til at tilbageholde tungmetaller. Kapitlet indeholder felt- og laboratoriearbejde for jordprøver udtaget i Nord- og Midtjylland.

### 7.1 Prøveudtagningslokaliteter

For at understøtte kortlægningen af nedsivningspotentialet, er der udtaget jordprøver som undersøges for infiltrationsevnen og stoftilbageholdelsesevnen. Jordprøverne er udtaget på 22 lokaliteter i Nord- og Midtjylland og vist på figur 7.1. Jordartskortet vist på figur 4.1 viser, at ikke alle jordarterne er repræsenteret i samme omfang. Grundet en begrænset udbredelse, er nogle jordarter fravalgt i den videre analyse. De jordarter, der er medtaget i analysen, er:

- Smeltevandssand og -grus
- Morænesand og grus
- Moræneler
- Extramarginale aflejringer
- Flyvesand
- Ældre havaflejringer
- Ferskvandsdannelser

Jordarterne der er fravalgt, grundet begrænset udbredelse er:

- Marsk
- Marint sand og ler
- Strandvolde
- Smeltevandsler
- Prækvatær
- Søer
- Fyld, havne, dæmninger, diger

I bilag A er vist en kort beskrivelse af de syv analyserede jordarter. Beskrivelsen indeholder aflejringsperioden, beskrivelse af kornstørrelsen og hvor jordarten primært findes.

Jordprøverne er udtaget på forskellige lokaliteter i Danmark, således alle de udvalgte jordarter er repræsenteret. Som udgangspunkt er der udtaget to jordprøver fra hver lokalitet med ca. 200 *m* afstand, for at reducere den usikkerhed, der er på jordartskortets præcision. For hver lokalitet er den hydrauliske ledningsevne målt i felten og der er udtaget en jordprøve. Lokaliteterne, der er udvalgt til at repræsentere de forskellige jordarter, er vist på figur 7.1.



Figur 7.1: Lokaliteter hvorfra jordprøverne er udtaget samt tilhørende prøve nr. Det er fra disse lokaliteter, at jordarternes nedsivningsegenskaber er undersøgt.

#### 1

De 22 jordarter er udtaget på adresserne vist i tabel 7.1.

 $<sup>^1\</sup>mathsf{FiXme}$ Dødelige: Figur med prøvelokaliteterne skal laves om.

Prøvenr.	Jordart	Lokalitetens adresse	x-koordinat	y-koordinat
1	Extramarginale aflejringer	Vejlevej, Viborg	522.423,93	6.248.405,14
2	Extramarginale aflejringer	Vejlevej, Viborg	522.423,93	6.248.405,14
3	Extramarginale aflejringer	Kryds ml. Hobro landevej	544.531,56	6.268.519,89
		og Brobjergvej		
4	Extramarginale aflejringer	Okkelsvej 4, Herning	502.376,88	6.216.067,49
5	Extramarginale aflejringer	Okkelsvej 4, Herning	502.376,88	6.216.067,49
6	Ferskvandsdannelse	Sæbyvej, Vodskov	565.136,55	6.332.567,11
7	Flyvesand	Stormgade, Kølkær	505.724,28	6.212.597,46
8	Moræneler	Nr. Lindvej 37	497.778,19	6.218.363,43
9	Moræneler	Nr. Lindvej 35	497.778,19	6.218.363,43
10	Morænesand og -grus	Hjortholmvej	544.557,05	6.300.862,09
11	Morænesand og -grus	Hjortholmvej	544.557,05	6.300.862,09
12	Morænesand og -grus	Rosbjergvej 1, 8830 Tjele	526.829,81	6.263.706,75
13	Morænesand og -grus	Rosbjergvej 1, 8830 Tjele	526.829,81	6.263.706,75
14	Smeltevandssand og grus	Kollundbyvej 82	500.041,63	6.215.665,08
		nedsivningsbassinet		
15	Muldjord	Lille Volstrupvej	548.134,43	6.313.850,89
16	Smeltevandssand og grus	Lille Volstrupvej	548.134,43	6.313.850,89
17	Smeltevandssand og grus	Lille Volstrupvej	548.134,43	6.313.850,89
18	Smeltevandssand og grus	Aarestrupvej 45	544.682,83	6.297.916,91
19	Smeltevandssand og grus	Aarestrupvej 45	544.682,83	6.297.916,91
20	Smeltevandssand og grus	Ingstrup Møllevej 13	533.468,89	6.259.881,91
21	Ældre havaflejringer	Lyngdrupvej	568.174,80	6.332.391,57
22	Ældre havaflejringer	Lyngdrupvej	568.174,80	6.332.391,57

Tabel 7.1: Prøvetagningslokaliteter med den tilhørende jordart, prøvenummer og UTM-koordinater.

På figur 7.2 er vist, hvordan udtagelsen af alle prøverne fandt sted.



Figur 7.2: Udtagning af jordprøver. Hullet blev med håndkraft gravet til en dybde på mindst 70 *cm*.
Der er for de 22 jordprøver udført sigteanalyser og målt organisk stof. Resultaterne af disse er vist i bilag C.

### 7.2 Bestemmelse af hydraulisk ledningsevne i felten

Den hydrauliske ledningsevne er bestemt i felten på de 22 udvalgte lokaliteter. Til bestemmelse af den hydrauliske ledningsevne er muldjorden gravet væk. I ca. 70 *cm* dybde formodes det, at muld og andet fyld var fjernet og lokalitetens pågældende jordart fremkom. Et jernrør blev banket ca. 15 *cm* ned i jorden og 0,3 *l* vand blev infiltreret igennem jorden. Jernrøret er 90 *cm* langt og har et indre tværsnitsareal på 64  $cm^2$ .

Metoden til måling af infiltrationshastigheden af vist på figur 7.3.



Figur 7.3: Metode til bestemmelse af hydraulisk ledningsevne i felten.

Tiden, det tog at infiltrere 0,3 l vand, blev noteret, hvorved infiltrationshastigheden beregnes. Det er antaget at infiltrationshastigheden er tilsvarende den hydrauliske ledningsevne, grundet en tryklinjegradient nær 1. Den hydrauliske ledningsevne er beregnet ved formel (7.1).

$$K_{felt} = \frac{\frac{Vol}{A}}{Tid}$$
(7.1)

hvor

K <sub>felt</sub>	Hydraulisk ledningsevne målt i felten	[m/s]
Vol	Infiltrationsvolumen	$[m^{3}]$
Α	Rørets tværsnitsareal	[m <sup>2</sup> ]
Tid	Infiltrationstiden	[s]

Prøve	Jordart	$d_{50}$	K <sub>felt</sub>	Infiltrationsrate
nr.		[mm]	[m/s]	[(l/sek)/ha]
1	Extramarginale aflejringer	0,207	$2,62 \cdot 10^{-4}$	2620
2	Extramarginale aflejringer	0,352	$2,58 \cdot 10^{-4}$	2577
3	Extramarginale aflejringer	0,139	$5,07 \cdot 10^{-4}$	5071
4	Extramarginale aflejringer	0,344	$2,25 \cdot 10^{-4}$	2246
5	Extramarginale aflejringer	0,429	$7,49 \cdot 10^{-5}$	749
6	Ferskvandsdannelse	0,136	$2,62 \cdot 10^{-5}$	262
7	Flyvesand	0,391	$1,96 \cdot 10^{-3}$	19649
8	Moræneler	0,060	$7,80 \cdot 10^{-6}$	78
9	Moræneler	0,062	$3,49 \cdot 10^{-6}$	35
10	Morænesand og grus	0,209	$9,36 \cdot 10^{-6}$	94
11	Morænesand og grus	0,283	$4,20 \cdot 10^{-5}$	420
12	Morænesand og grus	0,323	$2,91 \cdot 10^{-5}$	291
13	Morænesand og grus	0,452	$1,75 \cdot 10^{-5}$	175
15	Muldjord	0,243	$1,57 \cdot 10^{-5}$	157
14	Smeltevandssand og -grus	0,499	$6,55 \cdot 10^{-5}$	655
16	Smeltevandssand og -grus	0,239	$7,16 \cdot 10^{-5}$	716
17	Smeltevandssand og -grus	0,359	$3,47 \cdot 10^{-5}$	347
18	Smeltevandssand og -grus	0,169	$2,29 \cdot 10^{-5}$	229
19	Smeltevandssand og -grus	0,340	$1,48 \cdot 10^{-5}$	148
20	Smeltevandssand og -grus	0,538	$1,31 \cdot 10^{-4}$	1310
21	Ældre havaflejringer	0,071	$2,62 \cdot 10^{-4}$	2620
22	Ældre havaflejringer	0,151	$2,42 \cdot 10^{-4}$	2418

De hydrauliske ledningsevner er vist i tabel 7.2.

Tabel 7.2: Hydraulisk ledningsevne målt i felten for den tilhørende jordart,  $d_{50}$  samt prøvenr.  $d_{50}$  er 50 % fraktilen på kornkurven.

Infiltreringen af 0,3 *l* vand varede omkring 30 sekunder til 4 timer. Derved opnås hydrauliske ledningsevner der varierer i intervallet  $3,49 \cdot 10^{-6} - 1,96 \cdot 10^{-3} m/s$ .

### 7.3 Bestemmelse af jordarternes sorptionsegenskaber

I dette afsnit er jordarternes sorptionsegenskaber for seks vejrelaterede tungmetaller bestemt. De seks analyserede tungmetaller er: Cd, Cr, Cu, Ni, Pb og Zn, da disse ofte er repræsenteret i vejvand. [Bentzen, 2008]. Den jordart der besidder de bedste sorptionsegenskaber, anses som værende fordelagtig i forhold til nedsivning.

Afsnittet indeholder en bestemmelse af jordens sorptionskoefficient, som angiver en fordeling mellem koncentrationen opløst i væsken og sorberet på jordpartiklerne. Sorptionskoefficienten er bestemt gennem et sorptionsforsøg. Formålet med sorptionsforsøget er at undersøge, hvilken jordprøve der sorberer den største mængde tungmetaller.

Den lineære sorptions isotherm, vist i ligning (7.2), er anvendt til at bestemme, hvor god den pågældende jordart er til at sorbere tungmetallerne. Den lineære sorptions isotherm angiver en konstant fordeling mellem metalkoncentrationen opløst i væsken og koncentrationen adsorberet på jordpartiklerne ved indstillet ligevægt under forudsætning af, at der ikke sker udfældning.

$$K_d = \frac{C_{jord}}{C_{vaske, \ ligevagt}} \tag{7.2}$$

hvor

$K_d$	Den lineære sorptionskoefficient	[l/kg]
$C_{jord}$	Metalkoncentration i jord	$[\mu g/kg]$
Cvæske, ligevægt	Metalkoncentration opløst i vand ved ligevægt	$[\mu g/l]$

En høj sorptionskoefficient indikerer, at jordarten har gode sorptionsegenskaber.

Sorptionskoefficienten,  $K_d$  blev eksperimentelt bestemt ved at udtage 10 g af hver jordprøve. De 10 g jord blev blandet med 100 ml metalopløsning i en kolbe og anbragt på rystebord indtil ligevægten af sorberet og opløst metal var indtruffet. Koncentrationen i metalopløsningen er vist i tabel 7.3.

Metal	Koncentration $[\mu g/l]$
Cd	10
Cr	100
Cu	1000
Ni	100
Pb	400
Zn	5000

Tabel 7.3: Koncentration af tungmetaller tilsat vandopløsning til bestemmelse af sorptionskoefficienten,  $K_d$ .

Metalkoncentrationen i jorden er bestemt ved forskellen mellem den totale metalmasse i væsken og metalmassen i væsken ved indstillet ligevægt. Massen af tungmetaller i jorden er estimeret ved ligning (7.3).

$$C_{jord} = \frac{vol_{metal} \cdot (C_{vaske, \ total} - C_{vaske, \ ligevagt})}{m_{jord}}$$
(7.3)

hvor:

vol <sub>metal</sub>	Volumen af metalopløsningen i kolben	[l]
$C_{jord}$	Metalkoncentration i jord	$[\mu g/kg]$
$C_{vaske, \ ligevagt}$	Metalkoncentration opløst i kolben ved ligevægt	$[\mu g/l]$
$C_{v \alpha s k e, total}$	Total metalkoncentration opløst i kolben	$[\mu g/l]$
m <sub>jord</sub>	Massen af jorden i kolben	[kg]

Massen af metal i væsken,  $C_{væske, \ ligevægt}$  blev bestemt ved at udtage en væskeprøve efter ligevægten var indstillet, hvori metalkoncentrationen blev målt. Målingen af metalkoncentrationen skete ved hjælp af atom emissions spektroskopi (ICP-OES). For at bestemme den totale masse af metallerne i kolben,  $C_{væske, \ total}$ , blev der tilføjet syre til opløsningen. Syren reducerede væskens pH og metallet adsorberet til partikerne blev frigivet. En væskeprøve blev udtaget fra kolben og den totale koncentration blev målt i ICP-OES'en. Ved kendskab til  $C_{væske, \ ligevægt}$  og  $C_{jord}$  er ligning (7.2) anvendt og  $K_d$  er bestemt for de 22 jordprøver.

Prøve.	Jordart	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
nr.		$K_d[l/kg]$	$K_d[l/kg]$	$K_d[l/kg]$	$K_d[l/kg]$	$K_d[l/kg]$	$K_d[l/kg]$
1	Extramarginale aflejringer	25,25	1390,69	251,07	18,28	1170,92	7,35
2	Extramarginale aflejringer	3,21	1419,97	23,34	2,20	323,25	0,01
3	Extramarginale aflejringer	8,28	1393,64	79,41	7,00	958,69	1,78
4	Extramarginale aflejringer	1,72	600,67	33,65	2,53	182,34	0,31
5	Extramarginale	2,18	581,04	49,66	0,56	183,36	0
6	Ferskvandsdannelse	1669,21	3561,57	676,91	361,82	3167,45	571,48
7	Flyvesand	0,50	195,12	6,94	0	53,19	0
8	Moræneler	109,39	2327,21	268,80	90,32	3285,93	75,17
9	Moræneler	121,93	3604,11	263,60	94,49	2131,98	83,60
10	Morænesand og grus	28,26	2070,43	225,01	16,96	2240,43	10,28
11	Morænesand og grus	53,59	1431,16	408,32	17,17	3517,11	14,12
12	Morænesand og grus	36,83	1525,58	223,16	28,06	2710,22	13,61
13	Morænesand og grus	11,23	1531,94	82,86	6,92	1251,74	3,60
14	Muldjord	0,90	636,04	4,37	1,34	135,23	0,41
15	Smeltevandssand og -grus	1276,74	2456,76	1223,33	375,16	9235,04	259,96
16	Smeltevandssand og -grus	18,95	1996,20	90,66	9,34	1699,26	4,53
17	Smeltevandssand og -grus	27,93	1656,74	217,93	12,90	3171,61	5,33
18	Smeltevandssand og -grus	9,53	1355,49	27,62	6,04	1185,51	3,12
19	Smeltevandssand og -grus	2,86	623,50	12,32	0,09	322,88	0,03
20	Smeltevandssand og -grus	319,33	2227,70	434,84	151,75	2165,57	155,90
21	Ældre havaflejringer	6,25	1512,07	56,15	3,18	621,33	1,19
22	Ældre havaflejringer	3,71	578,12	16,22	3,45	478,61	0,38

Sorptionskoefficienten,  $K_d$  er vist i tabel 7.4.

Tabel 7.4: Sorptionskoefficienten,  $K_d$  bestemt for de seks tungmetaller.

De 22 jordprøvers sorptionskoefficienter varierer. Dermed er det ikke givet, at én bestemt jordart sorberer tungmetallerne i samme grad. For jordprøve 8 og 9 ses stor villighed til sorption for alle seks tungmetaller. Det kan skyldes et højt indhold af silt og ler i begge prøver, vist i tabel C.3. Jordprøve 6, 9, 15 og 20 udtaget fra hhv. ferskvandsdannelse, muldjord, moræneler samt smeltevandssand og grus har gode sorptionsegenskaber for alle tungmetallerne. Dette kan skyldes det forholdsvis høje indhold af organisk stof, vist i tabel C.1. Udover jordens indhold af silt og ler samt mængden af organisk materiale er jordens pH-værdi og indholdet af andre metaller (fx. aluminium og jern) også afgørende for mængden af tungmetal jorden sorberer. Det skal bemærkes, at de eksperimentelt bestemte  $K_d$ -værdier ikke kan anvendes objektiv.  $K_d$ værdierne afhænger af massen af sorberet metal på partiklerne, den tilsatte metalkoncentration i væsken og pH.  $K_d$ -værdierne kan derfor kun anvendes til indbyrdes sammenligning og deres størrelser er kun relative anvendelige.

## 7.3.1 Korrelation mellem sorptionskoefficient, organisk materiale og kornstørrelse

Korrelationen mellem jordens kornstørrelse,  $d_{50}$  og sorptionskoefficient,  $K_d$  samt korrelationen mellem indholdet af organisk materiale, OM og sorptionskoefficient er i dette afsnit undersøgt. Formålet er at undersøge, om en evt. sammenhæng mellem sorptionskoefficient og kornstørrelse eller organisk materiale kan benyttes til at forudsige jordens sorptionsegenskaber.

I tabel 7.5 er korrelationskoefficienten,  $(r^2)$  mellem jordprøvens kornstørrelse og sorptionskoefficient samt korrelationskoefficienten mellem jordprøvens organiske indhold og sorptionskoefficient for Cd, Cr, Cu, Ni, Pb og Zn vist.

Til beregning af korrelationen er "Pearsons korrelation" anvendt. Korrelationskoefficienten beskriver et lineært forhold mellem de to variabler.

I bilag F er korrelationerne vist i tabel F.1 til F.3 og vist grafisk på figur F.1 til F.12.

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
$r^2(d_{50})$	0,032	0,216	0,021	0,034	0,039	0,04
$r^{2}$ (OM)	0,796	0,579	0,804	0,862	0,617	0,737

Tabel 7.5: Korrelationskoefficienten ( $r^2$ ) ml. kornstørrelsen ( $d_{50}$ ) og sorptionskoefficient ( $K_d$ ) samt korrelationskoefficienten ml. indholdet af organisk stof (OM) og sorptionsevne ( $K_d$ ).

Korrelationen mellem kornstørrelsen og jordens sorptionsevne varierer fra  $r^2 = 0,021 - 0,216$ . Grundet den lave korrelationskoefficient er det vurderet, at der eksisterer en ringe sammenhæng mellem  $d_{50}$  og sorptionsevnen. Derfor anbefales det, ikke at anvende  $d_{50}$  til bestemmelse af jordens sorption.

Sammenhængen mellem indholdet af organisk stof og sorptionsevnen varierer fra  $r^2 = 0,579$ - 0,862. Denne sammenhæng vurderes at være anvendelig i forhold til at bestemme jordens relative sorptionsegenskaber ud fra en måling af organisk indhold.

### 7.3.2 Sorptionskoefficienternes anvendelighed til videre kortlægning

I forhold til at kortlægge jordens stoftilbageholdelsesevne er det vigtig at sikre, at de eksperimentelt bestemte  $K_d$ -værdier er anvendelige. Formålet med dette afsnit er at belyse anvendeligheden af de eksperimentelt bestemte  $K_d$ -værdier til den videre kortlægning. Med henblik på at validere de eksperimentielt bestemte  $K_d$ -værdier, er de sammenlignet med litteraturværdier. I de følgende to tabeller, tabel 7.6 og 7.7 er de målte  $K_d$ -værdier vist, sorteret fra mindste til største. Derudover er der nederst i tabellen angivet et interval for  $K_d$ -værdier fra anden litteratur.

Cadmium		Krom		Kobber	
Prøve nr.	$K_d \left[ l/kg \right]$	Prøve nr.	$K_d \left[ l/kg \right]$	Prøve nr.	$K_d \left[ l/kg \right]$
7	0,50	7	195,12	14	4,37
14	0,90	22	578,12	7	6,94
4	1,72	5	581,04	19	12,32
5	2,18	4	600,67	22	16,22
19	2,86	19	623,50	2	23,34
2	3,21	14	636,04	18	27,62
22	3,71	18	1355,49	4	33,65
21	6,25	1	1390,69	5	49,66
3	8,28	3	1393,64	21	56,15
18	9,53	2	1419,97	3	79,41
13	11,23	11	1431,16	13	82,86
16	18,95	21	1512,07	16	90,66
1	25,25	12	1525,58	17	217,93
17	27,93	13	1531,94	12	223,16
10	28,26	17	1656,74	10	225,01
12	36,83	16	1996,20	1	251,07
11	53,59	10	2070,43	9	263,60
8	109,39	20	2227,70	8	268,80
9	121,93	8	2327,21	11	408,32
20	319,33	15	2456,76	20	434,84
15	1276,74	6	3561,57	6	676,91
6	1669,21	9	3604,11	15	1223,33
Litteratur min.	8,00 (pH 5)		1,00 (pH 7)		10,00 (pH 4)
Litteratur maks.	4000,00 (pH 8)		1770,00 (pH 4,1-5)		1000,00 (pH 6,5)

Tabel 7.6:  $K_d$ -værdier for Cd, Cr og Cu bestemt i sorptionsforsøget, sorteret fra mindste til største samt en minimum- og maksimumværdi af  $K_d$ -værdier fundet fra andre undersøgelser (litteraturværdier) [U.S Environmental protection agency, 2012] og [Miljøstyrelsen, 2005].

Nikkel			Bly		Zink
Prøve nr.	$K_d \left[ l/kg \right]$	Prøve nr.	$K_d \left[ l/kg \right]$	Prøve nr.	$K_d \left[ l/kg \right]$
7	0,00	7	53,19	7	0,00
19	0,09	14	135,23	5	0,00
5	0,56	4	182,34	2	0,01
14	1,34	5	183,36	19	0,03
2	2,20	19	322,88	4	0,31
4	2,53	2	323,25	22	0,38
21	3,18	22	478,61	14	0,41
22	3,45	21	621,33	21	1,19
18	6,04	3	958,69	3	1,78
13	6,92	1	1170,92	18	3,12
3	7,00	18	1185,51	13	3,60
16	9,34	13	1251,74	16	4,53
17	12,90	16	1699,26	17	5,33
10	16,96	9	2131,98	1	7,35
11	17,17	20	2165,57	10	10,28
1	18,28	10	2240,43	12	13,61
12	28,06	12	2710,22	11	14,12
8	90,32	6	3167,45	8	75,17
9	94,49	17	3171,61	9	83,60
20	151,75	8	3285,93	20	155,90
6	361,82	11	3517,11	15	259,96
15	375,16	15	9235,04	6	571,48
Litteratur min.	51,23 (pH 5,5)		190,00 (pH 4)		54,33 (pH 5,5)
Litteratur maks.	812,83 (pH 7,5)		10760,00 (pH 8,7)		3273,41 (pH 7,5)

Tabel 7.7:  $K_d$ -værdier for Ni, Pb og Zn bestemt i sorptionsforsøget, sorteret fra mindste til største samt en minimum- og maksimumsværdi af  $K_d$ -værdier fundet fra andre undersøgelser (litteraturværdier) [U.S Environmental protection agency, 2012] og [Miljøstyrelsen, 2005].

Ud fra individuelle sammenligninger mellem litteraturværdiernes maksimumværdi, pH ca. 7,5, hvilket repræsentere forhold i nedsivningsbassiner, og de eksperimentelt bestemte  $K_d$ -værdier er det vurderet, at  $K_d$ -værdierne for Cd, Cu, Ni og Zn er bestemt lave. For Cr og Pb er jordens sorptionsevne fra sorptionsforsøget bestemt høj.

En lav pH i de 22 prøver er vurderet at være årsagen til, at der for Cr er bestemt høje  $K_d$ -værdier og der for Cd, Cu, Ni og Zn er bestemt lave  $K_d$ -værdier. For Cd, Cu, Ni, Pb og Zn gælder, at der ved lav pH bestemmes lave  $K_d$ . Omvendt gælder det for Cr, at der for høj pH bestemmes de laveste  $K_d$ -værdier [U.S Environmental protection agency, 2012].

Et estimat for pH i metalopløsningen, anvendt til bestemmelse af  $K_d$ , er pH 4,5-5,0. I metalopløsningen er det beregnet, at pH er mindre end 4. Denne pH-værdi er alene beregnet ud fra syrekoncentrationen i metalopløsningen. Idet metalopløsningen blandes med jorden i prøverne forøges pH, da syren reagerer med aktive grupper i jorden, f.eks. kalk. Den præcise værdi for, hvor meget pH er steget er uvist, men pH-niveauet har været på pH 4,5-5,0.

Det er bemærkelsesværdigt at der for Pb er målt forholdsvis høje  $K_d$ -værdier. For Pb gælder, at der ved lav pH bestemmes den laveste sorption [U.S Environmental protection agency, 2012]. Udfældning formodes at være årsagen til, at der for Pb ikke bestemmes lav  $K_d$ -værdi, trods at  $K_d$ -værdien i sorptionsforsøget er fundet for lav pH på ca. 5. Pb har en høj villighed for udfældning og det kan være vanskeligt at adskille sorptionen fra udfældning. Det formodes, at Pb's høje villighed for udfældning har påvirket resultat således  $K_d$ -værdierne for Pb er bestemt høj trods lav pH-værdi [Miljøstyrelsen, 2005].

Alt i alt er det konkluderet, at jordens sorptionsevne er bestemt lav for Cd, Cu, Ni samt Zn og høj for Cr. Dette resultat er forårsaget af et lavt pH-niveau i vandopløsningen. Det er vurderet, at de eksperimentelt bestemte  $K_d$ -værdier er anvendelige til den videre kortlægning af jordens stoftilbageholdelsesevne. Det er dog vigtigt at være opmærksom på, at  $K_d$  er gældende for en svagt sur pH på 4,5-5,0. I vandopløsninger som infiltreres igennem nedsivningsbassiner, vil pH-niveauet næppe være så lavt. pH-niveauet i infiltrationsvandet er omkring 7,5 og i sommerperioder, hvor der er øget fotosyntese kan pH-niveauet stige op til 9. Det er vurderet at en pH-værdi, i forhold til at repræsentere et nedsivningsscenarie, er pH 7,5.

For at kompenserer for, at jordens sorptionsegenskaber er bestemt for lave pH-værdier, er sorptionskoefficienterne korrigeret. For at repræsentere pH-forhold på 7,5 er de eksperimentelt bestemte  $K_d$ -værdier korrigeret. For metallerne Cd, Cu, Ni, Zn multipliceres sorptionskoefficienterne med en faktor 10, for at kompensere for lav pH. For Cr er sammenhængen mellem pH og sorptionsevnen, at høj pH-værdi medfører lav sorption. Derfor divideres sorptionskoefficienterne for Cr med en faktor 10. Sorptionskoefficienterne for Pb er ikke korrigeret, da der i sorptionskoefficienterne er medregnet den del af Pb der udfældes. De målte  $K_d$ -værdier for Pb formodes lavere, hvis der var set bort fra udfældning.

Det er vurderet, at der ved korrigering af de eksperimentelt bestemte  $K_d$ -værdier opnås sorptionsevner repræsentativ for pH 7,5. Derved opnås  $K_d$ -værdier, der er mere anvendelige i forhold til at kortlægge jordens stoftilbageholdelsesevne. Det mest anvendelige mål for  $K_d$ -værdierne kunne opnås, hvis pH-målinger fra prøverne var inddraget.

# 8 Kortlægning af jordarternes nedsivnings-

For at vurdere hvilke jordarter der besidder de bedste egenskaber i forhold til at infiltrere vejvand og tilbageholde vejrelaterede tungmetaller, er der i dette kapitel opstillet 22 nedsivningsscenarier. Hvert nedsivningsscenarie repræsenterer et nedsivningsbassin lokaliseret i en af de syv jordarter. Scenarierne er anvendt til at bestemme jordarternes infiltrations- samt stoftilbageholdelsesevne. Efter opstilling af de 22 nedsivningsscenarier, er nedsivningspotentialet kortlagt. Der er udarbejdet et kort for nedsivningspotentialet i forhold til jordarternes infiltrationsevne, et kort for jordarternes stoftilbageholdelse og slutteligt er der lavet en fælles vurdering, hvor begge parametre er medtaget.

## 8.1 Kategorisering af jordarter i forhold til hydraulisk ledningsevne

Der er i dette afsnit opstillet 22 nedsivningsscenarier med det formål at estimere det bassinareal, der kræves, for at nedsive det afstrømmende vandvolumen pr. ha befæstet areal igennem 1 m jordkolonne. Hver af de 22 bassindimensioneringer giver en indikation af jordarternes infiltrationsevne. De dimensionerede bassinarealer for hvert nedsivningsscenarie er anvendt til kategorisere og kortlægge infiltrationspotentialet for hver jordart.

### 8.1.1 Dimensionering af bassinarealer

Til beregning af bassinarealet er der anvendt en simpel metode, som ofte anvendes i forbindelse med dimensionering af bassiner. Bassinarealet pr. ha er dimensioneret for en gentagelsesperiode for overløb på 5 år og en konstant bassindybde på 1 *m*. Bassinarealet er afhængig af jordbunds-forholdene. Som nedsivningsrate er de hydrauliske ledningsevner bestemt i felten anvendt; disse er vist i tabel 7.2. Da oplandets koncentrationstid er lille (minutter til timer) sammenlignet med vandets opholdstid i bassinet (timer til døgn) er der set bort fra oplandets koncentrationstid [Bentzen, 2005]. Metoden for dimensioneringen af bassinarealet, er vist i bilag D.

### Resultat

Tabel 8.1 viser de estimerede bassinarealer, dimensionsgivende regnvarigheder og bassinareal pr. befæstede areal for de 22 nedsivningsscenarier.

					Dagain and al
Jordprøve	Jordart	$K_{felt}$	Bassinareal	$t_{r,max}$	$\frac{Bassinareai}{F_{red}}$
nr.		[m/s]	$[m^2]$	[min]	$[m^2/ha]$
3*	Extramarginale aflejringer	$5,07 \cdot 10^{-4}$	340	5	68
1	Extramarginale aflejringer	$2,62 \cdot 10^{-4}$	585	20	117
2	Extramarginale aflejringer	$2,58 \cdot 10^{-4}$	590	20	118
4	Extramarginale aflejringer	$2,25 \cdot 10^{-4}$	605	25	121
5	Extramarginale aflejringer	$7,49 \cdot 10^{-5}$	790	70	158
6	Ferksvandsdannelse	$2,62 \cdot 10^{-5}$	1015	205	203
7*	Flyvesand	$1,96 \cdot 10^{-3}$	245	5	49
8	Moræneler	$1,51 \cdot 10^{-4}$	1360	675	272
9	Moræneler	$3,49 \cdot 10^{-6}$	1509	1509	302
11	Morænesand og grus	$4,20 \cdot 10^{-5}$	910	125	182
12	Morænesand og grus	$2,91 \cdot 10^{-5}$	990	181	198
13	Morænesand og grus	$1,75 \cdot 10^{-5}$	1120	301	224
10	Morænesand og grus	$9,36 \cdot 10^{-6}$	1300	564	260
15	Muldjord	$1,57 \cdot 10^{-5}$	1150	335	230
20	Smeltevandssand og -grus	$1,31 \cdot 10^{-4}$	690	40	138
16	Smeltevandssand og -grus	$7,16 \cdot 10^{-5}$	800	73	160
14	Smeltevandssand og -grus	$6,55 \cdot 10^{-5}$	815	81	163
17	Smeltevandssand og -grus	$3,47 \cdot 10^{-5}$	950	151,9	190
18	Smeltevandssand og -grus	$2,29 \cdot 10^{-5}$	1050	230	210
19	Smeltevandssand og -grus	$1,48 \cdot 10^{-5}$	1155	360	231
21	Ældre havaflejringer	$2,62 \cdot 10^{-4}$	585	20	117
22	Ældre havaflejringer	$2,42 \cdot 10^{-4}$	595	22	119

Tabel 8.1: Bassinarealer dimensioneret for en bassindybde på 1 m, en gentagelsesperiode for overløb på 5 år og et befæstet areal på 5 ha. Hydrauliske ledningsevner målt i felten repræsenterer jordartens infiltrationsevne. Regnformlens gyldighedsområde er 15-5760 min for en gentagelsesperiode på 5 år. \* viser de scenarier, hvor regnvarigheden ikke lå indenfor gyldighedsområdet. For disse scenarier er varigheden fastsat til 5 min.

Tabel 8.1 er resultatet af de hydrauliske ledningsevner målt i felten.

### 8.1.2 Kortlægning af infiltrationsevne

Kortlægningen af nedsivningspotentialet i forhold til jordarternes infiltrationsevne, tager udgangspunkt i bassinarealerne dimensioneret i forrige afsnit 8.1.1. I kortlægningen inddeles jordarternes infiltrationsegenskaber i fem kategorier. Kategoriseringen er i forhold til bassinareal pr. *ha* befæstet areal og vist i tabel 8.2.

Udmærket egnet	Godt egnet	Egnet	Mindre egnet	Dårlig egnet
$< 124 \ m^2/ha$	$125-187 m^2/ha$	$188-250 \ m^2/ha$	$251-313 m^2/ha$	$314 < m^2/ha$

Tabel 8.2: Kategorier til inddeling af jordarternes infiltrationsevne ud fra bassinareal pr. befæstet areal.

Ud fra kategoriseringen i tabel 8.2, opnås inddelingen af jordarterne efter infiltrationsevne, vist i tabel 8.3.

Udmærket egnet	Godt egnet	Egnet	Mindre egnet	Dårlig egnet
Extramarginale aflejringer		Ferskvandsdannelse	Moræneler	
Flyvesand		Smeltevandssand og grus		
Ældre havaflejringer		Morænesand og grus		

Tabel 8.3: Inddelingen af jordarter i de fem kategorier til vurdering af nedsivningspotentialet i forhold til jordens infiltrationsevne.

På figur 8.1 ses nedsivningspotentialet for de syv jordarter på baggrund af inddelingen vist i tabel 8.3.



Figur 8.1: Nedsivningspotentiale for Danmark i forhold til jordartens infiltrationsegenskab.

Infiltrationsevnen er vurderet mindre egnet i områder hvor jordarten er moræneler, hvilket er markeret med orange. De resterende jordarter vurderes fordelagtige til etablering af nedsivningsbassiner. Ved etablering af nedsivningsbassiner i områder udmærket egnet, godt egnet og egnet til nedsivning vil bassinarealerne ikke overstige  $250 m^2/ha$ . Der er ingen jordarter, der kategoriseres som dårlig egnet til nedsivning.

### 8.2 Kategorisering af jordarter i forhold til stoftilbageholdelsen

I dette afsnit er der opstillet 22 scenarier; et scenarie for hver jordprøve. Hvert scenarie repræsenterer en stoftransport af de seks vejrelaterede tungmetaller. Transporten er estimeret vertikalt igennem den umættede zone. Formålet med afsnittet er at undersøge, hvor stor en del af tungmetallerne, der tilbageholdes i jordmatricen efter 5 m vertikal transport.

Til estimering af tilbageholdelseseffektiviteterne er der taget udgangspunkt i de eksperimentelt bestemte sorptionskoefficienter,  $K_d$  vist i tabel 7.4. Som nævnt i afsnit 7.3.2, er sorptionskoefficienterne korrigeret, således de er repræsentative for pH 7,5. pH 7,5 er vurderet at være et realistisk mål for pH-niveauet i infiltrationsvandet.

### 8.2.1 Beregning af tilbageholdelseseffektiviteten

Til bestemmelse af tilbageholdelseseffektiviteten for de 22 jordprøver er ligning (8.1) anvendt.

$$Tilbageholdelseseffektivitet = \frac{C_{ind} - C_{ud}}{C_{ind}} \cdot 100$$
(8.1)

Tungmetal	Koncentration $[\mu g/l]$
Cd	0,6
Cr	7,0
Cu	91,0
Ni	10,0
Pb	38,0
Zn	353,0

Cind er indløbskoncentrationen til nedsivningsbassinet og givet i tabel 8.4.

Tabel 8.4: Indløbskoncentration anvendt til at bestemme tungmetallernes tilbageholdelseseffektivitet [Bentzen, 2008].

Indløbskoncentrationerne er målt i overfladevand fra motorveje [Bentzen, 2008].

Udløbskoncentrationen,  $C_{ud}$  er koncentrationen efter 20 års vertikal transport igennem 5 *m* i den umættede zone. Transporten af de seks metaller er estimeret ved en 1d transportmodel, vist i ligning (E.2). Opsætningen af transportmodellen er vist i bilag E.

Til estimeringen af stoftransporten igennem jordmatricen er startkoncentrationer vist i tabel 8.4 anvendt. Værdier for jordprøvernes effektive porøsiteter, porøsiteter og massefylde er fundet fra "Jordtyper ved Statens Forsøgsstationer" [Hansen, 1970]. En sammenligning af jordprøvernes kornstørrelsesfordeling lå til grund for udvælgelsen af parametrene. I tabel E.2 er vist de anvendte effektive porøsiteter, porøsiteter og massefylde for hver jordprøve.

Ved kendskab til indløbskoncentrationen og udløbskoncentrationen er tilbageholdelseseffektiviteten bestemt ved anvendelse af ligning (8.1). Fås en tilbageholdelseseffektivitet på 100 % betyder det, at udløbskoncentrationen er reduceret 100 % i forhold til indløbskoncentrationen.

#### Resultat

I tabel 8.5 er de beregnede tilbageholdelseseffektiviteter vist for de 22 scenarier. Endvidere er der beregnet en middel af de seks tungmetallers tilbageholdelseseffektivitet, til vurdering af scenariernes samlede tilbageholdelsesevne.

Prøve	Jordart	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Middel
nr.		[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]
5	Extramarginale aflejringer	< 1	< 1	99	< 1	50	< 1	25
2	Extramarginale aflejringer	< 1	34	77	< 1	94	< 1	34
3	Extramarginale aflejringer	< 1	8	>99	< 1	>99	< 1	35
4	Extramarginale aflejringer	< 1	>99	95	< 1	>99	< 1	49
1	Extramarginale aflejringer	93	53	>99	76	>99	8	72
6	Ferksvandsdannelse	>99	95	>99	>99	>99	>99	99
7	Flyvesand	< 1	< 1	1	< 1	< 1	< 1	< 1
8	Moræneler	>99	46	>99	>99	>99	>99	91
9	Moræneler	>99	82	>99	>99	>99	>99	97
13	Morænesand og grus	12	32	>99	1	>99	< 1	41
11	Morænesand og grus	99	27	>99	42	>99	26	66
10	Morænesand og grus	86	64	>99	46	>99	10	68
12	Morænesand og grus	98	51	>99	93	>99	40	80
15	Muldjord	>99	77	>99	>99	>99	>99	96
14	Smeltevandssand og -grus	< 1	1	< 1	< 1	23	< 1	4
18	Smeltevandssand og -grus	6	23	81	< 1	>99	< 1	35
19	Smeltevandssand og -grus	14	40	92	2	>99	< 1	41
16	Smeltevandssand og -grus	78	82	>99	20	>99	1	64
17	Smeltevandssand og -grus	92	58	>99	36	>99	1	65
20	Smeltevandssand og -grus	>99	81	>99	>99	>99	>99	97
22	Ældre havaflejringer	< 1	< 1	15	< 1	93	< 1	18
21	Ældre havaflejringer	1	43	>99	< 1	>99	< 1	41

Tabel 8.5: Tilbageholdelseseffektiviteter estimeret for de seks tungmetaller.

Jordprøverne er sorteret med den laveste middel tilbageholdelseseffektivitet øverst for hver jordart. Tilbageholdelseseffektiviteterne afhænger af sorptionskoefficienternes størrelse, vist i tabel 7.4. Tilbageholdelseseffektiviteterne for hvert metal stemmer fint overens med sorptionskoefficienterne. Metaller der har høj sorptionskoefficient, viser stor stoftilbageholdelseseffektivitet. Tabel 8.5 viser ligeledes, hvilke jordarter der samlet set besidder de bedste tilbageholdelseseffektiskaber. I tabel 8.6 ses de syv jordarter med et interval for deres samlede tilbageholdelseseffektiviteter.

Jordart	Samlet tilbageholdelseseffektivitet
Extramarginale aflejringer	25-72 %
Ferskvandsdannelse	99 %
Flyvesand	< 1 %
Moræneler	91-97 %
Morænesand og grus	41-80 %
Smeltevandssand og -grus	4-97 %
Muld	96 %

Tabel 8.6: Jordarternes samlede tilbageholdelseseffektiviteter overfor vejrelaterede tungmetaller.

Den høje tilbageholdelseseffektivitet for muldjord og ferskvandsdannelse skyldes stort indhold af organisk materiale.

### 8.2.2 Kortlægning af stoftilbageholdelseseffektivitet

Dette afsnit indeholder en kortlægning af nedsivningspotentialet i forhold til en kategorisering af jordprøvernes gennemsnitlige tilbageholdelseseffektivitet. Tilbageholdelseseffektiviteterne er kategoriseret som følgende:

Udmærket egnet	Godt egnet	Egnet	Mindre Egnet	Dårlig egnet
Tilbageholdelseseff.	Tilbageholdelseseff.	Tilbageholdelseseff.	Tilbageholdelseseff.	Tilbageholdelseseff.
> 70 %	50 - 69 %	30 - 49 %	15-29 %	<15 %

Tabel 8.7: Kategorier til inddeling af jordarternes tilbageholdelseseffektivitet.

Kategoriseringen er lavet på baggrund af udledningskoncentrationerne fra miljøkvalitetskravet beskrevet i "Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet". Udledningskoncentrationen er den koncentration vandløb, søer og havet skal overholde ved udledning af et bestemt stof. Udledningskoncentrationerne er anvendt sammen med indløbskoncentrationerne fra motorvejen (vist i tabel 8.4) til beregning af tilbageholdelseseffektiviteterne. For at kunne overholde miljøkvalitetskravet skal metallernes indløbskoncentration reduceres 70 %. Derfor er en jordart kategoriseret som udmærket egnet til nedsivning ved tilbageholdelseseffektiviteter større end 70 %, efter 20 års vertikal transport igennem 5 m jord.

Metallerne er inddelt i kategorier hver for sig med det formål at kortlægge hvilke jordarter der besidder den ringeste tilbageholdelsesevne. Det formodes, at de jordarter der besidder de ringeste tilbageholdelsesevner, udgør den største potentielle forureningsrisiko i recipienten. Ud fra kategoriseringen bliver inddelingen af jordarterne som vist i tabel 8.8.

Jordarter	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Extramarg.	Mindre	Egnet	Udmærket	Mindre	Udmærket	Dårlig
Ferksv.	Udmærket	Udmærket	Udmærket	Udmærket	Udmærket	Udmærket
Flyves.	Dårlig	Dårlig	Dårlig	Dårlig	Dårlig	Dårlig
Morænel.	Udmærket	Godt	Udmærket	Udmærket	Udmærket	Udmærket
Morænes.	Udmærket	Egnet	Udmærket	Egnet	Udmærket	Mindre
Smeltev. og grus	Egnet	Egnet	Udmærket	Mindre	Udmærket	Mindre
Ældre havaf.	Dårlig	Mindre	Godt	Dårlig	Udmærket	Dårlig

Tabel 8.8: Inddelingen af jordarter i de fem kategorier til vurdering af nedsivningspotentialet i forhold til jordens tilbageholdelseseffektivitet for hvert tungmetal. Kategorierne angiver, hvor egnet jordarterne er til nedsivning.

Ydermere er der lavet en samlet vurdering af metallerne, for at få kendskab til, hvilken jordart der samlet set tilbageholder flest tungmetaller. Denne vurdering ses i tabel 8.9.

Jordarter	Totale
Extramarg.	Egnet
Ferksv.	Udmærket
Flyves.	Dårlig
Morænel.	Udmærket
Morænes.	Godt
Smeltev. og grus	Egnet
Ældre havaf.	Mindre

Tabel 8.9: Inddelingen af jordarter i de fem kategorier til vurdering af nedsivningspotentialet i forhold jordarternes totale tilbageholdelsesevne.

På figurerne 8.2 - 8.7 ses nedsivningspotentialet for hvert metal for de syv jordarter på baggrund af kategoriseringen af tilbageholdelseseffektiviteterne vist i tabel 8.8. På figur 8.8 er jordarternes totale tilbageholdelseseffektivitet vist.



Figur 8.2: Nedsivningspotentiale i forhold til jordartens tilbageholdelseseffektivitet overfor Cd.



Figur 8.3: Nedsivningspotentiale i forhold til jordartens tilbageholdelseseffektivitet overfor Cr.



Figur 8.4: Nedsivningspotentiale i forhold til jordartens tilbageholdelseseffektivitet overfor Cu.



Figur 8.5: Nedsivningspotentiale i forhold til jordartens tilbageholdelseseffektivitet overfor Ni.







Figur 8.7: Nedsivningspotentiale i forhold til jordartens tilbageholdelseseffektivitet overfor Zn.



Figur 8.8: Nedsivningspotentiale i forhold til jordartens totale tilbageholdelseseffektivitet overfor Cd, Cr, Cu, Ni, Pb og Zn.

Stoftilbageholdelsesevnen er vurderet udmærket egnet i områder, hvor jordarten er moræneler og ferskvandsdannelse, hvilket er markeret med grøn. Disse jordarter er især repræsenteret i den østlige del af Jylland, Fyn og Sjælland. I det Vestlige Jylland, hvor jordarten primært er smeltevandssand og grus og extramarginale aflejringer, er nedsivningsjorden egnet. I Vendsyssel vurderes nedsivningsjorden mindre egnet, grundet udbredelsen af de ældre havaflejringer.

### 8.3 Kortlægning af infiltrations- og stoftilbageholdelsesevne

Kortet i dette afsnit indeholder den samlede kortlægning, hvor nedsivningspotentialet er vist i forhold til en ligelig vægtning af jordarternes infiltrationsevne og tilbageholdelseseffektiviteter. Tabel 8.10 viser den samlede kategorisering, vurderet ud fra kombinationer af infiltrationsevnen og tilbageholdelseseffektiviteternes kategorisering.

		Tilbageholdelseseffektivitet				
		Udmærket	Godt	Egnet	Mindre	Dårlig
	Udmærket	Udmærket	Godt	Godt	Egnet	Egnet
Infiltration	Godt	Godt	Godt	Egnet	Egnet	Mindre
	Egnet	Godt	Egnet	Egnet	Mindre	Mindre
	Mindre	Egnet	Egnet	Mindre	Mindre	Dårlig
	Dårlig	Egnet	Mindre	Mindre	Dårlig	Dårlig

Tabel 8.10: Kategorier til inddeling af jordarternes infiltrationsevne og tilbageholdelseseffektivitet.

I tabel 8.10 ses det eksempelvis, at en jordart der har en udmærket egnet infiltrationsevne og en mindre egnet tilbageholdelseseffektivitet, vurderes egnet til nedsivning.

Ud fra den samlede kategorisering af nedsivningspotentialet bliver inddelingen af jordarterne som vist i tabel 8.11.

Jordart	Infiltrationsevne	Totale stoftilbageholdelsesevne	Samlede evne
Extramarginale	Udmærket egnet	Egnet	Godt egnet
Ferksvandsdannelse	Egnet	Udmærket egnet	Godt egnet
Flyvesand	Udmærket egnet	Dårlig egnet	Egnet
Moræneler	Mindre egnet	Udmærket egnet	Egnet
Morænesand og grus	Egnet	Godt egnet	Egnet
Smeltevandssand og grus	Egnet	Egnet	Egnet
Ældre havaflejringer	Udmærket egnet	Mindre egnet	Egnet

Tabel 8.11: Inddelingen af jordarter i de fem kategorier til vurdering af nedsivningspotentialet.

På figur 8.9 ses kortlægningen af nedsivningspotentialet for de syv jordarter på baggrund af den samlede kategorisering.



Figur 8.9: Nedsivningspotentiale for Danmark i forhold til jordartens infiltrationsegenskab og tilbageholdelseseffektivitet overfor vejrelaterede tungmetaller.

Nedsivningsmulighederne i Danmark er ifølge kategoriseringen gode. I størstedelen af Danmark er nedsivningsjorden kategoriseret som egnet til nedsivning. Kortet er fremkommet som et resultat af hhv. infiltrations- og stoftilbageholdelsesevnen. De extramarginale aflejringer og ferskvandsdannelser vurderes som de bedste jordarter til nedsivning af vejvand, da disse besidder gode egenskaber for både infiltration og tilbageholdelse.

Tabel 8.11 afslører at nogle jordarter har god infiltrationsevne samtidig med en ringe stoftilbageholdelsesevne og omvendt. Tendensen gør sig især gældende for moræneler, ældre havaflejringer og flyvesand. F.eks. kategoriseres flyvesand som egnet, trods det, at den har

en dårlig stoftilbageholdelsesevne. Det omvendte er tilfældet med de ældre havaflejringer, hvor infiltrationsevnen er udmærket og stoftilbageholdelsesevnen er mindre egnet. Her er rensningsmulighederne god, men etablering af nedsivningsbassiner vil kræve store arealer.

Ved anvendelse af kort 8.9 bør man være opmærksom på, at den samlede kategorisering kan "sløre" den pågældende jordarts egenskaber.

Der bør ved anvendelse af kort 8.9 også inddrages informationer fra kort 8.1 og kort 8.8. Derved kan nedsivningsmuligheden vurderes ud fra begge forhold. Bassinarealet kan øges for at kompensere for en ringe infiltrationsevne, hvis forhold på lokaliteten tillader det. Derudover anbefales afstanden til grundvandspejlet større end de anbefalede 3 m, for at kompensere for en ringe stoftilbageholdelse.

Jordarter som er dårlig egnet til nedsivning, bør også kategoriseres som dårlig egnet i den samlede vurdering, uanset hvor egnet jordarten er til at tilbageholde metaller. Dette skyldes, at jordarter med dårlig infiltrationsevne har et stort arealbehov og derfor er dyre at anlægge. Det er lettere at kompenserer for en dårlig stoftilbageholdelsesevne, hvilket kan gøres ved at nedpløje kalkmateriale og derved øge pH i nedsivningsjorden. Et andet tiltag kunne være at forøge indholdet af organisk materiale i bassinet, ved at forøge muldindholdet.

### 8.4 Diskussion

Det er vanskeligt at få et eksakt estimat for jordarters nedsivningsegenskaber, da der i jorden indgår parametre som varierer fra lokalitet til lokalitet. Af jordparametre kan bl.a. nævnes, hydraulisk ledningsevne, kornstørrelsesfordeling, effektive porøsitet, porøsitet, indhold af organisk materiale og massefylde. Selv over små afstande kan disse variere flere størrelsesordner. Derudover er jordens sorptionsevne i høj grad styret af pH-niveauet og andre kemiske reaktioner i området.

Det er vigtigt at nævne at baggrunden for kortene er de udtagne jordprøver. Dermed vurderes det at kortene kun bør bruges som en indikation for lokalitetens jordparametre.

En undersøgelse af nedsivningsmuligheden, der beskriver de vigtigste forhold på lokaliteten hvor bassinet ønskes anlagt, bør udføres. I det følgende kapitel 9 et en gennemgang af forhold samt kortenes anvendelse ang. disse beskrevet.

# 9 Mulighedsundersøgelse for placering af nedsivningsbassiner

Kapitlet indeholder en beskrivelse af de forhold, der i forbindelse med etablering af nedsivningsbassiner bør undersøges. Derudover indeholder kapitlet anbefalinger til, hvorledes de udarbejdede kort bør anvendes.

### 9.1 Nedsivningsjordens egnethed

En undersøgelse af nedsivningsjordens egnethed anbefales. Jordens egnethed er i høj grad styret af jordarten. De udarbejdede kort, vist på figurerne 8.1 - 8.9, kan anvendes til at opnå en indikation for jordarternes egnethed i forhold til to parametre; infiltrations- og stoftilbageholdelsesevne.

### 9.1.1 Nedsivningspotentiale i forhold til infiltrationsevne

Kortet vist på figur 8.1, viser jordarternes infiltrationsevne. Datagrundlaget for kortet er hydrauliske ledningsevner målt i felten. På kortet er jordarterne kategoriseret efter bassinareal pr. befæstet areal og vedlagt i A3 format i bilag K. For yderligere detaljer for kortets baggrund, henvises der til afsnit 8.1.

Som supplement til kortet kan en jordprøve på lokaliteten, hvor nedsivningsbassinet ønskes etableret, udtages. Analysen, beskrevet i afsnit 7.3.1, af korrelationen mellem kornstørrelsesfordelingen,  $d_{50}$  og den hydrauliske ledningsevne bestemt i felten viste en mindre sammenhæng. Derfor anbefales det at være påpasselig med anvendelse af korrelationen, som et estimat af infiltrationsevnen. Det anbefales i stedet, at der udføres et infiltrationsforsøg evt. lignende forsøget beskrevet i afsnit 7.2.

### 9.1.2 Nedsivningspotentiale i forhold til stoftilbageholdelse

Stoftilbageholdelsen for jordarterne er kortlagt for hvert vejrelateret tungmetal og vist på figur 8.2 - 8.7. Derudover er det samlede mål for jordarternes stoftilbageholdelse kortlagt og vist på figur 8.8. Kortene er vedlagt i A3 format i bilag K. For yderligere detaljer for kortets baggrund, henvises der til afsnit 8.2.

I afsnit 7.3.1 er der fundet en god korrelation mellem sorptionskoefficienten og indholdet af organisk materiale. Derfor kan der som supplement til kortet udtages en jordprøve fra lokaliteten og indholdet af organisk materiale bestemmes. En indikation for jordens sorptionsevne kan findes vha. ligningen fundet ved korrelationen.

Det frarådes at benytte kornstørrelsesfordeling ( $d_{50}$ ) da korrelationen mellem denne og hydraulisk ledningsevne er dårlig.

### 9.1.3 Nedsivningspotentiale i forhold til infiltrationsevne og stoftilbageholdelse

Kortet på figur 8.9 viser en samlet vurdering af jordarternes infiltrations- og stoftilbageholdelsesevne. Kortet er vedlagt i A3 format i bilag K. For yderligere detaljer for kortets baggrund, henvises til kapitel 8.2.

Det er vurderet at den bedste indikation for en jordarts nedsivningsevne, er ved at anvende de individuelle kort for infiltrations- og stoftilbageholdelsesevne. Ved anvendelse af kombinationen opnået fra kort 8.9, kan en ringe infiltrationsevne "sløres" af en god stoftilbageholdelsesevne og omvendt.

Kortene for jordarternes nedsivningsevne 8.1, 8.8 og 8.9 er som nævnt i kapitel 3 baseret på jordartskortet udarbejdet af GEUS [2011]. På det anvendte jordartskort er jordarterne fastsat for jordens øverste meter og for afstande på 200 m. Fra kortene opnås der kun en indikation af jordartens egnethed i den øverste meter til afstande på 200 m. Det kan derfor ikke med sikkerhed fastslås, at der ved kortene 8.1 - 8.9 opnås en fuldstændig beskrivelse af jordens egnethed. Jordforhold på lokaliteten kan være meget mere varierende end disse afstande og kortene afslører ikke uegnede jordarter i dybder over en meter.

Som supplement til kortene henvises til GEUS jupiterdatabase [GEUS, 2014d], hvor geologiske undersøgelser i boringer er tilgængelige. I boringerne kan der findes informationer om lokaliteters jordarter til dybder over 1 m.

### 9.2 Særlig hensyn til afstand til grundvandsspejl

Kortet viser, hvor afstanden mellem bassinbund og grundvandsspejl er tilstrækkelig i forhold til at nedsive vejvand. En afstand mellem terrænoverflade og grundvandsspejl på mindre end 3 m er defineret som uegnet til nedsivning. For yderligere detaljer for kortets baggrund, henvises til kapitel 6. Kortet er vedlagt i A3 format i bilag K.

Usikkerheder på kortet er vurderet at være målinger af grundvandsstanden på spændte eller artesiske grundvandsmagasiner. Derudover forekommer der usikkerheder i forhold til årstidsvariationer i grundvandsstanden. Det er vurderet, at der ved anvendelse af kortet skal tillægges en grundvandsvariation på 0,3-0,9 *m*, grundet årsvariationen.

Forekommer der tvivl om, hvorvidt den ønskede lokalitet opfylder kravet til afstanden, anbefales det, at der udføres yderligere undersøgelser. Der henvises til GEUS jupiterdatabase [GEUS, 2014d], hvor tidsserier over vandstandsmålinger i pejleboringer er tilgængelige. Disse data kan give en indikation af grundvandsspejlets placering. Alternativt kan grundvandsstanden måles i perioden februar til april, hvor det står højest.

### 9.3 Særlig hensyn til drikkevand

Drikkevandsinteresseområder (OSD og OD) er kortlagt. Derudover er vandindvindingsboringer berørt af en beskyttelseszone vist på figur 5.1. Kortet viser områder, hvor der ved nedsivning af vejvand skal udvises særlige hensyn til drikkevandsressourcen. For yderligere detaljer for kortets baggrund, henvises til kapitel 5. Kortet er vedlagt i A3 format i bilag K.

Som supplement til kortet kan afstande til grundvandet fastsættes da afstanden til recipienten er styrende for den potentielle forureningsrisiko. Dermed tages der hensyn til grundvandets følsomhed.

### 9.4 Jordens forureningskoncentration og baggrundskoncentration

Jorden på lokaliteten, hvor nedsivningsbassinet ønskes placeret, bør undersøges for en evt. forurening. Etablering af nedsivningsbassiner kan resultere i en udvaskning af forureningen og dermed udgøre en potentiel forureningsrisiko af recipienten. Ligeledes kan koncentrationen af de naturligt forekommende stoffer undersøges. Nogle jorde har en høj koncentration af f.eks. jern og udvaskningen kan muligvis påvirke recipienten.

### 9.5 Forureningsgraden af vejvandet

Forureningsgraden af vejvandet afhænger af den trafikale belastning og bør undersøges, da denne påvirker belastningen til recipienten. Forureningsgraden til nedsivningsbassinet kan vurderes på oplandsniveau.

### Del II

## Stoftransport

Stoftransporten igennem nedsivningsbassinet tilkoblet motorvej rute 18 syd for Herning.

### 

Baggrunden for denne analyse er at undersøge den potentielle forureningsrisiko for recipienten, tilhørende nedsivningsbassinet tilkoblet motorvej Rute 18, syd for Herning. Forureningsrisikoen er undersøgt for vejrelaterede tungmetaller Cd, Cr, Cu, Ni, Pb og Zn.

Det er vigtigt at beskytte recipienten mod forureningen af tungmetallerne, da de kan påvirke miljøets flora og fauna negativt. Miljøets organismer kan akkumulere metallerne og videreføres op igennem fødekæden. Tungmetallerne har i koncentrationer der overstiger organismernes toleranceniveau toksiske konsekvenser, både letale og subletale [Jensen et al., 1996].

For at belyse, hvorvidt recipienten belastes af de vejrelaterede tungmetaller, er udløbskoncentrationerne fra nedsivningsbassinet kvantificeret. Det er udløbskoncentrationerne som er i fokus, da de opløste stoffer ved transport igennem jorden kan spredes videre til recipienten og evt. udgøre en risiko.

Udløbskoncentrationerne fra nedsivningsbassinet er kvantificeret ved at bestemme vand- og stoftransporten igennem jordkolonnen.

En forudsætning for at bestemme vand- og stoftransporten, er at have kendskab til de forhold, der på lokaliteten har betydning for vand- og stoftransporten. Der er derfor udført en grundig undersøgelse af lokaliteten, hvor de betydningsfulde parameter er fastsat. Undersøgelsen af projektlokaliteten er belyst i kapitel 11.

En anden vigtig forudsætning for at bestemme vand og stoftransporten igennem nedsivningsbassinet er at kende jordens tilbageholdelseseffektivitet overfor tungmetallerne. En bestemmelse af jordens evne til at tilbageholde de vejrelaterede tungmetaller er foretaget gennem et infiltrationsforsøg beskrevet i kapitel 12. Jordens tilbageholdelseseffektivitet er bestemt for de forskellige årstidsvariationer, nedsivningsbassinet udsættes for. En undersøgelse af årstidspåvirkningernes effekt på stoftransporten igennem nedsivningsbassinet, er beskrevet i kapitel 13.

Slutteligt, i kapitel 14 er vurderingen af, hvorvidt stoftransporten igennem nedsivningsbassinet belaster recipienten med de vejrelaterede tungmetaller Cd, Cr, Cu, Ni, Pb og Zn.

## 11 Projektlokalitet

Formålet med kapitlet er at beskrive de forhold, der for projektlokaliteten har betydning for vand- og stoftransporten igennem nedsivningsbassinet.

Det er den regnbetingede overfladeafstrømning samt koncentrationerne af de forureningskomponenter der akkumuleres på vejoverfladen, som har betydning for vand- og stoftransporten i nedsivningsbassinet. Endvidere er de geologiske forhold i nedsivningsbassinet afgørende for vandets og metallernes mobilitet. Af denne årsag er følgende forhold på projektlokaliteten belyst:

- Afvandingssystemets opbygning.
- Hydraulisk belastning: overfladeafstrømningen til nedsivningsbassinet.
- Forureningskomponenter: forureningsbelastningen til nedsivningsanlægget.
- Karakterisering af jorden: undersøgelse af jordens fysiske og kemiske egenskaber i nedsivningsbassinet.

### 11.1 Afvandingssystemet

Analysen af metallernes transport tager udgangspunkt i nedsivningsbassinet, der er placeret ved rute 18, Midtjyske motorvej syd for Herning. Bassinets blev etableret i 2003, men først anvendt i 2007, hvor motorvejen blev åbnet [Arealinfo, 2006]. Placeringen er vist på figur 11.1.



Figur 11.1: Placering af afvandingssystemet.

På figur 11.1 ses det, at motorvejen aflaster overfladevand til et forsinkelsesbassin, hvori partikulært bundne forureningskomponenter, mindre partikler, sand og lignende sedimenterer. Efterfølgende ledes overfladevandet videre til nedsivningsbassinet, hvor det infiltrerer igennem jordmatricen og videre til recipienten. De to bassiner er forbundet med et PVC rør. [Fuglsang et al., 2011] Forsinkelsesbassinet har et areal på cirka 750  $m^2$  og nedsivningsbassinets bundareal er cirka 1250  $m^2$ . Den vertikale afstand fra jordoverfladen til grundvandsspejlet er ca. 5 *m* og afstanden til Gunderup Bæk er mindst 25 m. Vandhastigheden i Gunderup Bæk er i marts 2012 målt til 20 l/s. [Escrivà et al., 2012]

Figur 11.2 viser vejvandets strømningsretning fra motorvejen til Gunderup Bæk. Transporten fra motorvejen til forsinkelsesbassinet foregår i rør. Når vejvandet ankommer til nedsivningsbassinet infiltreres det igennem jordmatricen og spredes videre til Gunderup Bæk.


Figur 11.2: Motorvejen, forsinkelsesbassinet, nedsivningsbassinet og Gunderup Bæk med tilhørende kote og areal. Vejvandets strømningsretning er vist med blå pile.

# 11.2 Belastningen fra motorvejen til nedsivningsbassinet

Belastningen fra motorvejen til nedsivningsbassinet er tidsvarierende og afhænger primært af nedbørsintensiteten og nedbørsmønstret samt koncentrationer og egenskaber af forureningskomponenterne som akkumuleres på motorvejen.

## 11.2.1 Hydraulisk belastning

Den gennemsnitlige årsnedbør i Midtjylland nær Herning er ca. 800 *mm*, hvilket giver en nettonedbør på 400-500 *mm*. [Klimatilpasning, 2005] og [GEUS, 2005]. Det svarer til, at der per år er faldet en nedbørsmængde på 400-500  $l/m^2$ , når fordampning er fratrukket.

Motorvejen der er tilkoblet afvandingssystemet, har et befæstet areal på ca. 4,9 *ha*. Derfor belastes nedsivningsbassinet årligt med en afstrømmende vandmængde på 19.800-24.750  $m^3$ . Estimatet for overfladeafstrømningen er vist i tabel 11.1. Det er antaget at hele vandmængden der rammer motorvejen ender i nedsivningsbassinet.

	Afstrømning, min. værdi	Afstrømning, maks. værdi
Nedbørsmængde	$0,4 m^3/ar$	$0,5 m^3/ar$
Hydraulisk belastning i bassin	19.800 $m^3/ar$	24.750 $m^3/ar$

Tabel 11.1: Afstrømning af overfladevand til nedsivningsbassinet.

#### 11.2.2 Forureningskomponenter relateret til motorvejen

Overfladeafstrømningen fra motorvejen, vist i tabel 11.1, er forurenet med forskellige tungmetaller som er akkumuleret på vejoverfladen. Forureningskomponenterne stammer bl.a. fra den eksisterende trafikbelastning og asfaltbelægningen. Motorvejen var i 2012 belastet af en årsdøgntrafik (ÅDT) på ca. 19.000 køretøjer [Vejdirektoratet.dk, 2012a].

Tabel 11.2 viser de forureningskomponenter, der ofte er repræsenteret i vejvand. Koncentrationerne er middelkoncentrationer af tungmetaller, målt i overfladevand fra veje i Storbritannien. Koncentrationerne er tilsvarende de danske, da klima- og trafikforholdene er sammenlignelige. [Bentzen, 2008]

Matal	Koncentration
Cadmium, Cd	$0,6\mu g/l$
Krom, Cr	7,0 $\mu g/l$
Kobber, Cu	91,0 $\mu g/l$
Bly, Pb	$38,0  \mu g/l$
Nikkel, Ni	$10,0\mu g/l$
Zink, Zn	353,0 μg/l
Salt, <i>Cl</i> <sup>-</sup>	3-5 %00

Tabel 11.2: Typiske koncentrationer af forureningskomponenter relateret til vejen.[Bentzen, 2008] og [Elliott og Chénier, 1999]

Nederst i tabel 11.2 ses middelkoncentrationen af salt målt i overfladevand fra veje [Elliott og Chénier, 1999]. Koncentrationen af forureningskomponenterne, vist i tabel 11.2, afhænger i høj grad af nedbørsmængden og kan derfor variere.

#### 11.2.3 Indløbskoncentrationen til nedsivningsbassinet

En andel af metallerne som afstrømmer fra motorvejen til afvandingssystemet, vist i tabel 11.2 er partikulært bundet. Endvidere vil en større del af de partikulært bundne metaller sedimentere i forsinkelsesbassinet. I tabel 11.3 ses andelen af vejvandsmetaller der i forsinkelsesbassinet eksisterer på partikulær form. Procenterne stammer fra et overvågningsprogram i England og da de engelske trafik- og klimaforhold svarer til danske, vurderes den partikulære andel bundet i forsinkelsesbassiner at være sammenlignelige [Bentzen, 2008].

Metal	Partikulær andel
Cd	59 %
Cu	66 %
Pb	90 %
Zn	69 %
Cr	41 %
Ni	74 %

Tabel 11.3: Andel af vejvandsmetaller partikulært bundet i forsinkelsesbassiner [Bentzen, 2008].

Det er antaget at 80 % af de partikulære metalkomponenter sedimenteres i forsinkelsesbassinet. I tabel 11.4 ses koncentrationerne for tungmetallerne, der sedimenteres i forsinkelsesbassinet.

På baggrund af sedimenteringen af de partikulært bundne metaller der forekommer i forsinkelsesbassinet, er indløbskoncentrationen til nedsivningsbassinet bestemt. Indløbskoncentrationen er vist i tabel 11.4. Dette er et konservativt estimat, da der her forudsættes at ingen af de opløste metaller tilbageholdes i forsinkelsesbassinet. I vækstperioden med stort organisk indhold i bassinet, må en målbar reduktion af opløste metaller forventes, grundet sorption.

	Forsinkelsesbassin			Nedsivning	gsbassin	
Metal	CIndløb	C <sub>partikulært</sub>	$C_{opl \phi st}$	Csedimentering	Cpartikulært	CIndløb
Cd $[\mu g/l]$	0,60	0,35	0,25	0,28	0,07	0,32
Cu [ $\mu g/l$ ]	91,00	60,06	30,94	48,05	12,01	42,95
Pb [ $\mu g/l$ ]	38,00	34,20	3,80	27,36	6,84	10,64
Zn [ $\mu g/l$ ]	353,00	243,57	109,43	194,86	48,71	158,14
$\operatorname{Cr}\left[\mu g/l\right]$	7,00	2,87	4,13	2,30	0,57	4,70
Ni $[\mu g/l]$	10,00	7,40	2,60	5,92	1,48	4,08

Tabel 11.4: Koncentrationer af vejvandsmetallerne til forsinkelsesbassinet og nedsivningsbassinet på forskellig form.

Koncentrationerne i tabel 11.4 er forklaret i følgende punktopstilling.

- C<sub>Indløb</sub> er indløbskoncentrationen af tungmetaller fra motorvejen til forsinkelsesbassinet.
- *C*<sub>partikulært</sub> er koncentrationen der er partikulært bundet i forsinkelsesbassinet. Disse er estimeret ved procentandelene vist i tabel 11.3.
- Copløst er koncentrationen der er opløst i forsinkelsesbassinet.
- $C_{sedimentering}$  er koncentrationen af tungmetaller, der sedimenterer i forsinkelsesbassinet. Det er antaget, at 80 % af de partikulært bundne metaller sedimenterer.
- *C*<sub>partikulært</sub> er de partikulære tungmetaller, der strømmer fra forsinkelsesbassinet til nedsivningsbassinet.

• *C*<sub>*Indløb*</sub> er indløbskoncentrationen der i alt strømmer til nedsivningsbassinet. Denne er repræsentativ for tungmetaller der er opløst og partikulær bundet.

#### Validering

Med henblik på at validere indløbskoncentrationerne til nedsivningsbassinet, vist i tabel 11.4 er de sammenlignet med målte udløbskoncentrationer fra et forsinkelsesbassin placeret i Skullerud i Norge. Dette bassin er et vådt bassin, der modtager overfladevand fra en motorvej. Indløbskoncentrationerne er målt i perioden 28-7-2003 til 29-4-2004. I tabel 11.5 ses den gennemsnitlige udløbskoncentration målt i bassinet i Skullerud sammenlignet med de estimerede indløbskoncentrationer, vist i tabel 11.4.

Metal	Gennemsnit fra Skullerud	Estimeret
Cd [ $\mu g/l$ ]	0,2	0,3
$\operatorname{Cu}[\mu g/l]$	79,0	43,0
Pb [ $\mu g/l$ ]	13,9	10,6
$Zn \left[\mu g/l\right]$	205,6	158,1

Tabel 11.5: Validering af indløbskoncentrationer til nedsivningsbassinet. En gennemsnitlig udløbskoncentration fra et bassin i Skullerud er sammenlignet med den estimerede udløbskoncentration fra forsinkelsesbassinet.

Ved sammenligning af de estimerede indløbskoncentrationer til nedsivningsbassinet og de målte udløbskoncentrationer fra Skullerud er det vurderet, at indløbskoncentrationerne til nedsivningsbassinet vist i tabel 11.4 er valide idet koncentrationerne ligger i samme størrelsesorden.

Den hydrauliske og stofmæssige belastning fra afvandingssystemet og videre til recipienten afhænger også af vand- og stoftransporten igennem jordmatricen. Af denne årsag er de geologiske forhold i nedsivningsbassinet, som har betydning for vand- og stoftransporten, belyst.

## 11.3 Karakterisering af jorden

I dette afsnit er de fysiske samt kemiske jordegenskaber, som har indflydelse på stoftransporten i nedsivningsbassinet, bestemt.

Karakteriseringen af jordegenskaberne belyst i dette afsnit 11.3 tager udgangspunkt i "Notat om tungmetalforurening og nedsivningskapacitet i nedsivningsbassin på Rute 18, Midtjyske Motorvej syd for Herning" udarbejdet af Emil Dietz Fuglsang, Thomas Ruby Bentzen og Torben Larsen [Fuglsang et al., 2011].

De belyste jordegenskaber samt jordparametre er:

• Jordens tekstur

- Porøsitet
- Hydrauliks ledningsevne
- · Organisk indhold
- Koncentrationen af tungmetaller.

#### Jordprøver

Jordens fysiske og kemiske egenskaber er karakteriseret ved at udtage og behandle jordprøver fra nedsivningsbassinet. Der er udtaget ti jordprøver i dybder 0-0,5 meter fordelt over nedsivningsbassinets areal. På figur 11.3 ses en principskitse af nedsivningsbassinet hvor afstanden fra indløbet til hver af de ti prøvetagningspunkter er angivet. [Fuglsang et al., 2011]



Figur 11.3: Afstand fra indløb til prøvetagningspunkter i nedsivningsbassinet [Fuglsang et al., 2011].

#### 11.3.1 Jordens tekstur

Jordens tekstur er karakteriseret for de ni jordprøver, vist på figur 11.3. Teksturen er analyseret ud fra jordens kornstørrelsesfordeling. Kornstørrelsesfordelingen er for de ni jordprøver bestemt ved at udføre sigteanalyser. På figur 11.4 ses de kumulative fordelingskurver [Fuglsang et al., 2011].



Figur 11.4: Kornstørrelsesfordeling af jorden i nedsivningsbassinet [Fuglsang et al., 2011].

På figur 11.4 ses det, at de ni kornkurver har korndiametre i intervallet 0,0625 mm til 4 mm. Jorden fra nedsivningsbassinet er på baggrund af sigteanalysen og teksturklassificeringen (ISSS standarden) karakteriseret som sand. Kornkurverne viser at jorden hovedsagligt består af grov sand. Ligeledes består jorden af finkornet sand, større gruspartikler samt en mindre fraktion af ler/silt [Fuglsang et al., 2011].

#### 11.3.2 Porøsitet

I tabel 11.6 ses porøsiteterne bestemt for jordprøverne vist på figur 11.3. Porøsiteten er bestemt ud fra forholdet mellem massen af tørt jord per prøvevolumen( $\rho_{bulk}$ ) og jordens totale masse per prøvevolumen( $\rho_{partikel}$ ). Porøsiteten beregnes ud fra ligning (11.1).

$$\phi = 1 - \frac{\rho_{bulk}}{\rho_{partikel}} \tag{11.1}$$

Det er antaget at kornpartiklernes densitet,  $\rho_{partikel}$  er 2,65  $g/cm^3$ , grundet at jordens tekstur er karakteriseret som sand. Massen af tørt jord per prøvevolumen( $\rho_{bulk}$ ) er sat til 1,64  $g/cm^3$ .

Prøve ID	Porøsitet
1	0,39
2	im
3	0,39
4	0,35
5	0,43
6	0,37
7	0,42
8	0,34
9	0,35
10	0,37
Gennemsnit	0,38

Tabel 11.6: Porøsiteter bestemt i ni jordprøver i nedsivningsanlægget. im = ikke målt [Fuglsang et al., 2011].

Et gennemsnit af porøsiteten er fundet til 0,38.

#### 11.3.3 Hydraulisk ledningsevne

Jordens hydrauliske ledningsevne er bestemt eksperimentelt for umættede og vandmættede jordprøver. Kornstørrelsesfordelingen, figur 11.4 viser at jordprøve 3+5, 6+7 samt 8+9 har en ensartet kornstørrelsesfordeling. Derfor er der anvendt en sammenblanding af jordprøverne 3+5, 6+7 samt 8+9 til bestemmelse af de hydrauliske ledningsevner [Fuglsang et al., 2011].

#### Umættet hydraulisk ledningsevne

Til fastsættelse af den umættede ledningsevne er der udført to infiltreringsforsøg, et vertikalt og et horisontalt. Forsøget er nærmere beskrevet i [Loll og Møldrup, 2000].

De hydrauliske ledningsevner fundet gennem infiltrationsforsøgene er vist i tabel 11.7.

#### Mættet hydraulisk ledningsevne

Den mættede hydrauliske ledningsevne er for hver af de sammenblandet jordprøver bestemt som en middel af tre udførte infiltrationsforsøg. De estimerede vandmættede hydrauliske ledningsevner er vist i tabel 11.7.

Prøve ID	3+5	6+7	8+9	Gennemsnit
Mættet hydrauliske ledningsevne $[m/s]$	$3,3 \cdot 10^{-4}$	$1,4 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-4}$	$2,0.10^{-4}$
Umættet hydrauliske ledningsevne $[m/s]$	7,8 $\cdot 10^{-5}$	$3,6 \cdot 10^{-5}$	$3,3 \cdot 10^{-5}$	$4,9 \cdot 10^{-5}$

Tabel 11.7: Hydrauliske ledningsevner for prøve ID 3+5, 6+7 samt 8+9 i nedsivningsbassinet [Fuglsang et al., 2011]

Ud fra tabel 11.7 ses det, at den hydrauliske ledningsevne er størst i den vandmættet jord. Det skyldes at vandet i den vandmættede jordprøve har et større poreareal hvori vandet

kan transporteres. I de tørre jordprøver, når de mindste porer ikke at blive vandmættet, da infiltrationen sker hurtigt, derfor bidrager de mindste porer ikke til den hydrauliske ledningsevne. [Fuglsang et al., 2011]

#### 11.3.4 Organisk indhold

Indholdet af det organiske materiale i jorden er bestemt ved glødetab for ni af jordprøverne, illustreret på figur 11.3. I tabel 11.8 ses det organiske indhold i jordprøverne.

Prøve ID	Organisk indhold[%]
1	0,96
2	im
3	0,36
4	0,94
5	0,43
6	0,84
7	0,46
8	0,66
9	0,37
10	0,41
Gennemsnit	0,60

Tabel 11.8: Organisk indhold i nedsivningsbassinet ved Herning. im = ikke målt. [Fuglsang et al., 2011].

Jorden i nedsivningsbassinet indeholder i gennemsnittet 0,6 % organisk materiale, hvilket er relativt lavt. I danske jorde varierer indholdet af organisk materiale typisk fra 0,1 % til 5 % af det samlede jordindhold [Loll og Møldrup, 2000].

#### 11.3.5 Uorganiske stoffer i jorden

Jordens koncentrationer af udvalgte uorganiske stoffer er undersøgt. Jordkoncentrationerne af uorganiske stoffer er analyseret for to forhold:

- 1. Baggrundskoncentration: koncentrationen af uorganiske stoffer er analyseret i "upåvirket" jord, dvs. jord, der ikke har været påvirket af nedsivning af overfladevand. Baggrundskoncentration indikerer jordens naturlige indhold af uorganiske stoffer.
- 2. Belastningskoncentration: jorden er analyseret for koncentrationen af metaller relateret til motorvejen; Cd, Cr, Cu, Pb, Ni og Zn. Belastningen er bestemt i forhold til afstanden fra indløbet. Belastningskoncentrationen indikerer, hvor i nedsivningsbassinet belastningen er størst samt hvilke koncentrationer der forekommer i jorden.

#### Baggrundskoncentration

Den naturlige koncentration af uorganiske stoffer er analyseret i en jordprøve udtaget fra det fjerneste punkt i nedsivningsbassinet (punkt nr. 6 vist på figur 11.3) i de øverste 0,5 meter. Jordprøve nr. 6 er upåvirket i forhold til belastningen fra motorvejen. De målte koncentrationer fra jordprøve nr. 6 repræsenterer de naturlige baggrundskoncentrationer. I tabel 11.9 er jordkoncentrationerne for de uorganiske stoffer i jordprøve nr. 6 vist.

Stof	Jordkoncentration
	[mg/kg]
Al	4637,5
As	1,4
Cd	0,2
Cr	4,4
Cu	2,1
Fe	2645,8
Mn	132,2
Ni	3,7
Р	115,4
Pb	5,5
Zn	23,6

Tabel 11.9: Målte jordkoncentrationer af uorganiske stoffer i nedsivningsbassinet i jordprøve fra placering nr. 6.

#### Belastningskoncentration

Endvidere er belastningskoncentrationerne i nedsivningsbassinet for metallerne relateret til motorvejen analyseret. Belastningsniveauet er belyst ved at bestemme metalkoncentrationerne i jorden i forhold til afstanden fra indløbet. Til analysen af belastningskoncentrationerne er jordprøve ID. 1, 2, 3, 4 og 5 anvendt. Afstanden til indløbet for de anvendte jordprøver er vist på figur 11.3.

På figur 11.5 til 11.10 ses metalkoncentrationerne i jorden i forhold til afstanden fra indløbet.



Figur 11.5: Koncentration af cadmium i forhold til afstanden fra indløb og i forskellige jorddybder.



Figur 11.6: Koncentration af krom i forhold til afstanden fra indløb og i forskellige jorddybder.



Figur 11.7: Koncentration af kobber i forhold til afstanden fra indløb og i forskellige jorddybder.



Figur 11.8: Koncentration af bly i forhold til afstanden fra indløb og i forskellige jorddybder.



Figur 11.9: Koncentration af nikkel i forhold til afstanden fra indløb og i forskellige jorddybder.

Figur 11.10: Koncentration af zink i forhold til afstanden fra indløb og i forskellige jorddybder.

Af analysen kan det ses, at belastningen generelt forekommer tættest på indløbet til nedsivningsbassinet, hvor der ses de højeste koncentrationer, hvorefter belastningen er aftagende fra indløbet. Endvidere er belastningen størst i de øverste centimeter af jordsøjlen. Da belastningen af tungmetaller ses størst tæt på indløbet til nedsivningsbassinet, formodes det at nedsivningen primært foregår i den del af bassinet der ligger tættest på indløbet. Grundet at nedsivningen primært foregår tæt på indløbet til nedsivningsbassinet og at jorden stor set er uforurenet fra midten af nedsivningsbassinet, antages det, at der kun nedsives vejvand på 500  $m^2$  af bassinets samlede areal. I tabel 11.10 ses estimatet for den regnbetingede afstrømning som nedsivningsbassinet modtager fra motorvejen per  $m^2$  i forhold til min. og maks. nedbøren.

	Afstrømning, min. værdi	Afstrømning, maks. værdi
Hydraulisk belastning pr. bassinareal	39,6 $m^3/m^2/ar$	49,5 $m^3/m^2/ar$

Tabel 11.10: Årlig afstrømning af overfladevand til nedsivningsbassinet pr.  $m^2$ .

I tabel 11.1 ses, at den maksimale afstrømning fra motorvejen giver en nedsivning på 49,5  $m^3/m^2/ar$  på bassinets første 500  $m^2$ .

## 11.4 Konceptuel model

Der er igennem kapitlet gjort rede for de forhold som er afgørende for vand- og stoftransporten gennem nedsivningsbassinet og dermed den potentielle forureningsrisiko af recipienten.

Informationerne er samlet i en konceptuel model af afvandingssystemet og er illustreret på figur 11.11.



Figur 11.11: Den konceptuelle model for stoftransporten igennem nedsivningsbassinet. Principskitsen viser et tværsnit af afvandingssystemet.

# 12 Infiltrationsforsøg

I dette kapitel er transporten af de vejrelaterede tungmetaller Cd, Cr, Cu, Ni, Pb og Zn bestemt igennem 3 *m* jordkolonne. Stoftransporten er analyseret eksperimentelt. Eksperimentet er et infiltrationsforsøg udført i laboratoriet. Formålet med infiltrationsforsøget er at bestemme jordens tilbageholdelseseffektivitet i nedsivningsbassinet.

# 12.1 Forudsætninger

Infiltrationsforsøget tager udgangspunkt i den konceptuelle model, der er opstillet for nedsivningsbassinet i Herning, vist på figur 11.11. Forholdene opstillet i kapitel 11 danner grundlag for bestemmelsen af metallernes transport i nedsivningsbassinet.

I afsnit 11.2.2 er det fundet, at overfladevandet fra motorvejen er forurenet med bl.a. metallerne Cd, Cr, Cu, Pb, Ni og Zn med koncentrationer vist i tabel 11.2. For at mindske måleusikkerheden er der under infiltrationsforsøgene anvendt forhøjede koncentrationer af de seks metaller relateret til vejen, disse er vist i tabel 12.1. Infiltrationsvandet indeholder i forvejen Al, Ar, Fe, Mn og P, koncentrationerne er vist i tabel 12.1.

Metaller fra motorvejen	Koncentration[ $\mu g/l$ ]
Cadmium, Cd	2
Krom, Cr	9
Kobber, Cu	93
Nikkel, Ni	35
Bly, Pb	40
Zink, Zn	886
Uorganiske stoffer der ikke er relateret til motorvejen	Koncentration[ $\mu g/l$ ]
Aluminium, Al	51
Arsen, As	2
Jern, Fe	220
Mangan, Mn	31
Fosfor, P	37

Tabel 12.1: Koncentration af tungmetaller i infiltrationsvandet anvendt i infiltrationsforsøgene.

For at kunne undersøge transporten af metallerne i nedsivningsbassinet under forskellige årstidspåvirkninger, er infiltrationsforsøget udført for tre forskellige scenarier. Scenarierne har til formål at repræsentere virkelighedsnære forhold der til forskellige årstider kan forekomme i nedsivningsbassinet.

### 12.1.1 Forsøg 1

I det første forsøgsscenarie er metallernes mobilitet bestemt for vejvand hvori de seks metaller og tilhørende koncentrationer vist i tabel 12.1 er opløst. Figur 12.1 viser en principskitse af scenarie 1. Den blå kasse til venstre på figuren symboliserer vejvand forurenet med metallerne. Figuren illustrerer, hvordan vejvandet transporteres til nedsivningsbassinet og infiltrerer videre ned igennem jordmatricen. Vandet infiltrerer først igennem den umættede zone, hvor der er ilt tilstede. Herefter strømmer vandet videre gennem den mættede zone, hvor der er iltreducerede forhold.

Scenarie 1 illustrerer situationen der forekommer i nedsivningsbassinet, hvor der ikke er andre ydre påvirkninger end påvirkningen af de seks tungmetaller.



Figur 12.1: Scenarie 1. Infiltration igennem nedsivningsbassinet for vejvand forurenet med Cd, Cr, Cu, Pb, Ni og Zn

#### 12.1.2 Forsøg 2

Andet forsøgsscenarie repræsenterer en vintersituation, hvor der er spredt salt på vejen. Derfor er metallernes mobilitet bestemt for vejvand, hvori en saltmasse svarende til en koncentration på 5 0/00 er opløst i vandet. 5 0/00 svarer til koncentrationen målt i overfladevand fra veje i vinterhalvåret. De seks metaller og tilhørende koncentrationer der er opløst i vandet, er vist i tabel 12.1. På figur 12.2 er scenarie 2 vist. De hvide prikker illustrerer vejsalten.



Figur 12.2: Scenarie 2. Infiltration igennem nedsivningsbassinet for vejvand forurenet med Cd, Cr, Cu, Pb, Ni ,Zn og NaCl

### 12.1.3 Forsøg 3

Scenarie 3 repræsenterer sommerforhold, hvor der er en øget fotosyntese. Planterne optager dermed en større mængde  $CO_2$  fra vandet og der dannes bikarbonationer samt brintioner ( $H^+$ ). Denne proces påvirker vandets pH-niveau således det bliver mere basisk [Gyldendals Leksikon, 2013]. På figur 12.3 er scenarie 3 vist. På principskitsen er der tilføjet planter og brintioner, for at illustrere pH er øget.



Figur 12.3: Scenarie 3. Infiltration igennem nedsivningsbassinet for vejvand forurenet med Cd, Cr, Cu, Pb, Ni og Zn samt øget pH-værdi.

Metallernes mobilitet, er for scenariet bestemt hvor pH-værdien i infiltrationsvandet, er hævet

fra ca. 7 til 8,5.

## 12.2 Forsøgsopstilling

I laboratoriet er der opstillet en forsimplet model af nedsivningsbassinet ved Herning. Udløbskoncentrationerne og nedsivningsbassinet tilbageholdelsesevne er kvantificeret ved at udføre tre laboratorieforsøg for scenarierne beskrevet i afsnit 12.1. Udløbskoncentrationerne er eksperimentelt bestemt ved at infiltrere søvand med opløste metaller igennem lodrette kolonner pakket med jord. Figur 12.4 viser forsøgsopstillingen.



Figur 12.4: Forsøgsopstillingen i laboratoriet anvendt til bestemmelse af nedsivningsbassinets tilbageholdelseseffektivitet overfor tungmetaller.

De to blå tønder, A og B, indeholdte hver 200 *l* regnvand. I tønde A og B blev der til alle tre forsøg tilsat koncentrationer af de seks metaller, der er repræsenteret i overfladevandet fra motorvejen.

På væggen er der opsat fire PVC-rør med en længde på 1,5m og en indre diameter på 0,105 m. De fire rør er vist på figur 12.4. For at kunne analysere effekten af ilts tilstedeværelse er hver scenarie delt i to, således at kolonnerne til venstre (kolonne 1 og 2), repræsenterer den umættede del af jordmatricen. Regnvandet i tønde A, tilkoblet kolonne 1 og 2, iltes fra atmosfæren. Kolonnerne til højre (kolonne 3 og 4) repræsenterer den mættede del af jordmatricen. Luften over vandspejlet i tønde B, blev erstattet med frit nitrogen( $N_2$ ), således at vandet ikke blev iltet. Endvidere blev der i tønde B tilsat sulfit.

Hver af kolonnerne 1, 2, 3 og 4 vist på figur 12.4 blev pakket med sand hentet fra nedsivningsbassinet i Herning, hvorved jordteksturen og det organiske indhold fra lokaliteten blev opnået. Kolonnerne blev pakket således, at jordparametrene bestemt i afsnit 11.3 blev gendannet. Jordparametrene er vist i tabel 12.2 sammen med de resterende opsætningsparametre. Hydraulisk ledningsevne og infiltrationsvandføringen varierer i henholdsvis den umættede og mættede zone.

Parameter	Umættet (Kolonne 1 og 2)	Mættet (Kolonne 3 og 4)
Prøvens vægt	20,65 kg	20,65 kg
Hydraulisk ledningsevne, K	$5 \cdot 10^{-5} m/s$	$2 \cdot 10^{-4} m/s$
Porøsitet, φ	0,4	0,4
Porevolumen	$0,0052 m^3$	$0,0052 m^3$
Infiltrationsvandføring, Q	$4,33 \cdot 10^{-7} m^3/s$	$1,15 \cdot 10^{-7} m^3/s$

Tabel 12.2: Opsætningsparametre anvendt i forsøgene.

Infiltrationsforsøget blev udført på følgende måde; regnvandet fra tønde A pumpes til toppen af kolonne 1 og 2. Herfra infiltrereres vandet ned igennem jordkolonnen og ud af udløbet. Ligeledes er vand pumpet fra tønde B til toppen af kolonne 3 og 4, hvor det nedsives igennem jordkolonnerne.

Der blev i måleperioderne dagligt udtaget vandprøver i indløbene samt udløbene. I hver vandprøve er koncentration, pH-værdi samt temperatur målt. Koncentrationen af tungmetallerne i vandprøverne er bestemt vha. ICP-OES.

#### **Ompakning af kolonner**

Efter hvert endt forsøg er kolonne 2 og 4 pakket om med "upåvirket" sand fra nedsivningsbassinet, med det formål at analysere hvorledes salt og pH påvirker mobiliteten på en jordkolonne med "upåvirket" sand og på en jordkolonne der i forvejen har været påvirket af vejvand. Dvs. at jordkolonne 2 og 4 efter forsøg 1, blev pakket med "upåvirket" sand, med det formål i forsøg 2, at kunne se hvilken indflydelse salt alene har samt hvilken påvirkning det giver at kolonne 1 og 3 har indeholdt metaller fra forsøg 1. Inden forsøg 3 startes pakkes kolonne 2 og 4 igen om, således påvirkningen alene af den forhøjet pH kan ses på disse to kolonner. Efter forsøg 3, indeholder kolonne 1 og 3 sand med tilbageholdte metaller fra både forsøg 1 og 2, rester af vejsalt samt påvirkningen af den forhøjet pH.

#### Infiltrerede vandvolumen

I infiltrationsforsøgene er der infiltreret forskellige vandmængder igennem jordkolonnerne. Disse vandmængder repræsenterer den hydrauliske belastning som nedsivningsbassinet udsættes for. Som beskrevet i afsnit 11.3.5 er den hydrauliske belastning til nedsivningsbassinet (infiltrationen pr. bassin areal) 49,5  $m^3/m^2/ar$  svarende til 49.500 mm. Denne belastning er

bestemt ud fra det befæstede areal, nedbørsmængden samt den antagelse, at belastningen forekommer på 500  $m^2$  af nedsivningsbassinet samlede areal.

Vandvoluminerne infiltreret igennem jordkolonnerne i hvert forsøg er vist i tabel 12.3. Endvidere viser tabel 12.3 hvor stor en procentandel, den infiltrerede vandmængde udgør af den årlige hydrauliske belastning.

Umættede kolonner	Forsøg 1	Forsøg 2	Forsøg 3
Infiltrerede vandmængde [ <i>l</i> ]	52	39	20
Infil. andel af hydraulisk belastning [%]	12	8	4
Mættede kolonner	Forsøg 1	Forsøg 2	Forsøg 3
Infiltrerede vandmængde [ <i>l</i> ]	84	85	67
Infil. andel af hydraulisk belastning [%]	20	16	15

Tabel 12.3: Infiltrerede vandvolumen igennem kolonnerne samt den infiltrerede andel af nedsivningsbassinet hydrauliske belastning.

Tungmetallernes mobilitet i jorden fundet i infiltrationsforsøget er derfor gældende for vandvoluminerne i tabel 12.3 som svarer til 4-20 % af den årlige hydrauliske belastning af 500  $m^2$  af nedsivningsbassinets areal, dog med en højere stofmæssig belastning.

## 12.3 Databehandling af måleresultater

I dette afsnit er proceduren for den udførte databehandling på måleresultatet beskrevet.

#### **1.** Negative koncentrationer er fastsat til $0 \mu g/l$ .

Ved behandling af vandprøverne er koncentrationerne bestemt vha. en ICP-OES. Enkelte af koncentrationer var negative, disse er sat til  $0 \mu g/l$ .

#### 2. Frasortering af bølgelængder

For hver af de uorganiske stoffer er koncentrationen fundet til tre forskellige bølgelængder. For nikkel og aluminium afvigede en af de tre bølgelængders koncentrationer markant fra de to resterede, disse er frasorteret.

#### 3. Frasortering af fejlmålinger.

Er der for alle stoffer til et givent tidspunkt målt markante høje eller lave koncentrationer, sammenlignet med koncentrationen målt forinden og efter det givne tidspunkt, anses denne som en fejlmåling og er frasorteret.

Efter databehandlingen er tilbageholdelseseffektiviteten for tungmetallerne igennem jordkolonnerne bestemt.

#### 12.3.1 Bestemmelse af jordens tilbageholdelseseffektivitet

Med henblik på at bestemme jordens tilbageholdelseseffektivitet for de uorganiske stoffer i jordkolonnerne, er forholdet ( $(C_{ind}-C_{ud})/C_{ind}$ ) estimeret. Tilbageholdelseseffektiviteterne er estimeret som et gennemsnitligt forhold af de målte indløbskoncentrationer,  $C_{ind}$  og udløbskoncentrationer,  $C_{ud}$  for hele måleperioden.

Fås en positiv tilbageholdelseseffektivitet betyder det, at der tilbageholdes stof i jorden. En negativ tilbageholdelseseffektivitet indikerer, at der udvaskes stof fra jordkolonnen.

For hvert af de tre forsøg er indløbskoncentrationen og de to tilhørende udløbskoncentrationer plottet som funktion af den infiltrerede vandvolumen igennem kolonnerne. Graferne er vist i bilag G, H og I.

## 12.4 Resultat af infiltrationsforsøg

I dette afsnit er tilbageholdelseseffektiviteterne for de tre infiltrationsforsøg præsenteret. Tilbageholdelseseffektiviteten er præsenteret for hvert forsøgsscenarie vist på figur 12.1, 12.2 og 12.3.

Jordens tilbageholdelseseffektivitet er vurderet for:

- Tungmetaller der kan relateres til afstrømningen fra motorvejen.
- Uorganiske stoffer der ikke er relateret til afstrømningen fra motorvejen.

For hver af de to overstående punkter er jordens tilbageholdelseseffektivitet bestemt vha. (( $C_{ind}$ - $C_{ud}$ )-forholdet.

Ompakningen af kolonne 2 og 4 beskrevet i afsnit 12.2 har muliggjort at vurdere jordens tilbageholdelseseffektivitet for det enkelte scenarie alene. Resultaterne fra kolonne 1 og 3 har muliggjort at vurdere jordens tilbageholdelseseffektivitet for metaller i jord der tidligere har været påvirket med metaller og vejsalt.

#### 12.4.1 Resultat: forsøgsscenarie 1

Tilbageholdelseseffektiviteterne af de uorganiske stoffer for scenarie 1 er vist i tabel 12.4.

		Me	Metaller relateret til vejvand						Uorganiske stoffer ikke relateret til vejvand			
Ko	olonne	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Al	As	Fe	Mn	Р
1	umættet [%]	97	87	94	87	96	86	-601	9	-42	-183	-8
2	umættet [%]	97	82	92	82	94	86	-606	-12	-78	-119	-94
3	mættet [%]	95	88	92	76	90	93	-5631	-71	-485	-565	-716
4	mættet [%]	96	88	92	78	90	94	-5771	-80	-461	-477	-629

Tabel 12.4: Tilbageholdelseseffektivitet af uorganiske stoffer i jordkolonne 1, 2, 3 og 4 fra forsøg 1.

#### Jordens tilbageholdelseseffektivitet for metallerne relateret til vejvand

Tabel 12.4 viser, at jordens tilbageholdelseseffektivitet for metallerne fra vejvandet er høje. Jordens evne til at tilbageholde metallerne er derfor god.

At metallerne fra vejvandet er immobile, er ligeledes illustreret i bilag G. I dette bilag ses grafer for indløbskoncentrationen og de to tilhørende udløbskoncentrationer som funktion af vandvolumenet infiltreret igennem kolonnerne. Betragtes graferne for de fire kolonner i bilag G for hver af tungmetallerne, ses det, at udløbskoncentrationen er reduceret i forhold til indløbskoncentrationen, hvorfor metallerne i vejvandet er tilbageholdt i jordkolonnerne.

For forsøg 1 viste måleresultaterne, at nikkel er mest mobil i jordkolonnen hvorimod cadmium er mest immobilt.

I forsøg 1 ses der ingen væsentlig forskel på metallernes mobilitet i den umættede zone (kolonne 1+2) og den mættede zone (kolonne 3+4).

#### Jordens tilbageholdelseseffektivitet for uorganiske stoffer ikke relateret til vejvand

For aluminium, arsen, jern, mangan, og fosfor viser tabel 12.4, at tilbageholdelseseffektiviteten er negative hvilket indikerer, at der forekommer udvaskning fra jordkolonnerne. Dog er der observeret en undtagelse for arsen i jordkolonne 1, hvor der forekommer tilbageholdelse.

At stofferne udvaskes er ligeledes illustreret på graferne i bilag G. Graferne viser, at udløbskoncentrationen er højere end indløbskoncentrationen.

Tabel 11.9 på side 69 viser, at de uorganiske stoffer der ikke er relateret til vejvandet naturligt eksisterer i jorden. Især har jorden et højt indhold af aluminium og jern hvorfor udvaskningen af disse stoffer er stor.

I den mættede zone (kolonne 3+4) er der større udvaskning af aluminium, jern, mangan og fosfor end i den umættede zone (kolonne 1+2). For arsen ses kun en mindre forskel i udvaskningen fra jordkolonnen. En årsag hertil er, at der ved tilstedeværelse af ilt er større fældning og der dannes større partikler. De større partikler er mindre mobile i infiltrationsvandet.

#### 12.4.2 Resultat: forsøgsscenarie 2

Tilbageholdelseseffektiviteterne af de uorganiske stoffer for scenarie 2 er vist i tabel 12.5.

		Me	Metaller relateret til vejvand						Uorganiske stoffer ikke relateret til vejvand			
Kol	onne	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Al	As	Fe	Mn	Р
1	umættet[%]	93	93	90	63	91	87	-502	-9	61	-13	-28
2*	umættet [%]	80	90	92	62	92	80	-317	22	42	-1053	-26
3*	mættet [%]	94	91	94	73	96	96	71	30	92	-843	8
4*	mættet [%]	90	96	96	84	97	93	-45	24	91	-1018	-14

Tabel 12.5: Tilbageholdelseseffektivitet af uorganiske stoffer i jordkolonne 1, 2, 3 og 4 fra forsøg 2.\*= ompakket jordkolonne.

#### Jordens tilbageholdelseseffektivitet for metallerne relateret til vejvand

Tabel 12.5 viser høje tilbageholdelseseffektiviteter for både de vandmættede og de ikke vandmættede jordkolonner. Derfor er jordens tilbageholdelsesevne god og det vurderes, at tungmetallerne fra vejvandet er immobile i jordkolonnerne.

Ligeledes illustrerer graferne for ind- og udløbskoncentrationerne vist i bilag H, at vejvandsmetallerne er immobile i jorden. For cadmium, kobber, krom, bly og zink er udløbskoncentrationen reduceret i forhold til indløbskoncentrationen hvilket viser, at metallerne tilbageholdes i jordkolonnerne. Bemærkelsesværdigt ses der udvaskning af nikkel, hvilket er vist på figur H.7 og H.8. Figurerne viser, at nikkel udvaskes fra jordkolonne 2 og 4 i første del af måleperioden, hvorefter nikkel i sidste del af måleperioden tilbageholdes. I jordkolonne 1 og 3 tilbageholdes nikkel i hele måleperioden.

For metallerne relateret til motorvejen er der ikke markant forskel i mobilitetsresultaterne mellem den umættede zone(kolonne 1+2) og den mættede zone(kolonne3+4).

Samlet set er det vurderet, at jordens evne til at tilbageholde tungmetallerne fra vejvandet tilført vejsalt er god. På trods af at mobiliteten for nikkel og cadmium er steget viser tabel 12.5, at effektiviteten stadig er høj.

#### Jordens tilbageholdelseseffektivitet for uorganiske stoffer ikke relateret til vejvand

Mobilitetsresultaterne i tabel 12.5 viser, at der for nogle af de uorganiske stoffer, som ikke er relateret til vejvandet, forekom udvaskning og at der fra andre forekom tilbageholdelse.

Tilbageholdelseseffektiviteterne i tabel 12.5, samt graferne H.17 og H.18 viser, at jern tilbageholdes i alle fire jordkolonner. Henvises der til tabel 11.9 på side 69 ses, at jordens koncentration af jern er høj hvorfor det kunne forventes, at der ville forekomme udvaskning af jern fra jorden, ligesom forsøg 1 viste. Det er vurderet, at vejsalt opløst i infiltrationsvandet har reduceret mobiliteten af jern.

### 12.4.3 Resultat: forsøgsscenarie 3

		Me	Metaller relateret til vejvand					Uorganiske stoffer ikke relateret til vejvand				
Kol	onne	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Al	As	Fe	Mn	Р
1	umættet [%]	83	67	77	62	76	69	-1773	-50	-160	-60	-103
2*	umættet [%]	84	85	88	83	82	71	-673	8	-34	47	-17
3	umættet [%]	97	81	86	97	90	99	-1099	-1	5	-15	7
4*	umættet[%]	95	91	93	87	94	98	-274	-17	78	-194	-4

Tabel 12.6: Tilbageholdelseseffektivitet af uorganiske stoffer i jordkolonne 1, 2, 3 og 4 fra forsøg 3.\*= ompakket jordkolonne.

#### Jordens tilbageholdelseseffektivitet for metallerne relateret til vejvand

Ud- og indløbsforholdene vist i tabel 12.6 viser høje tilbageholdelseseffektiviteter for både den umættede og mættede zone. Det er dermed vurderet, at vejvandsmetallerne er immobile i jordkolonnerne. Grafer for ind- og udløbskoncentrationer vist i bilag I viser ligeledes, at udløbskoncentrationerne er reduceret i forhold til indløbskoncentrationerne.

#### Jordens tilbageholdelseseffektivitet for uorganiske stoffer ikke relateret til vejvand

For aluminium forekommer der udvaskning fra alle kolonnerne.

For arsen, mangan, jern og fosfor er forholdet mellem ind-og udløbskoncentrationen konstant. Dette er ligeledes vist på graferne i bilag I.

For jern og aluminium er mobiliteten steget i forhold til forsøg 2. Det skyldes, at flokkuleringen der forekom i forsøg 2 pga. vejsalt er ophørt, idet vejsalt ikke længere er repræsenteret i vejvandet.

Betragtes mobilitetsresultaterne i tabel 12.6 er det vanskeligt at observere et fast mønster.

## 12.5 Konklusion

Infiltrationsforsøgene viste, at jordens tilbageholdelseseffektivitet for metallerne fra vejvandet er høj, også for vinter- og sommerpåvirkninger. Jordens tilbageholdelseseffektivitet blev estimeret mellem 62 % - 99 %.

# 13 Vejsalt og pH's effekt på stoftransporten

I dette kapitel er det undersøgt, hvorvidt opløst vejsalt samt øget pH-niveau i infiltrationsvandet påvirker metallernes mobilitet igennem nedsivningsbassinet.

# 13.1 Vurderingsgrundlag

Undersøgelsen af opløst vejsalt samt pH's effekt på infiltrationen igennem nedsivningsbassinet er baseret på infiltrationsforsøget beskrevet i kapitel 12.

Metallernes mobilitet igennem nedsivningsbassinet blev i infiltrationsforsøget bestemt for tre scenarier. De tre senarier er beskrevet i afsnit 12.1 og var som nævnt;

- Forsøg 1: Mobiliteten er bestemt for vejvand udelukkende forurenet med tungmetaller. Scenariet er vist på figur 12.1.
- Forsøg 2: Mobiliteten er bestemt for en vintersituation hvor vejvandet er forurenet med vejsalt samt tungmetaller. Senariet er illustreret på figur 12.2.
- Forsøg 3: Mobiliteten er bestemt for en sommersituation hvor infiltrationsvandet har øget pH-værdi. Scenariet er vist på figur 12.3.

For at undersøge effekten af opløst vejsalt og øget pH-niveau er resultaterne fra forsøg 1 sammenlignet med resultaterne fra hhv. forsøg 2 (vejsalt) og forsøg 3 (pH).

Sammenligningen mellem forsøgene er udført på to måder:

- 1. **Tilbageholdelsesevne**: Første sammenligning er lavet ud fra jordkolonnernes tilbageholdelsesevne, om der forekom udvaskning eller tilbageholdelse i jordkolonnerne. Dette er beskrevet nærmere i afsnit 13.1.1.
- 2. Afvigelser: Dernæst er der lavet en sammenligning som er baseret på estimerede afvigelser mellem mobilitetsresultaterne. Denne sammenligning er beskrevet nærmere i afsnit 13.1.2.

#### 13.1.1 Tilbageholdelsesevne

Effekten af opløst vejsalt samt øget pH-værdi er vurderet ud fra tilbageholdelseseffektiviterne bestemt i infiltrationsforsøget.

		Fors	øg 1			Fors	øg 2			Fors	Forsøg 2			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4		
Cd	Т	Т	Т	Т	Т	Т	Т	Т	Т	Т	Т	Т		
Cr	Т	Т	Т	Т	Т	Т	Т	Т	Т	Т	Т	Т		
Cu	Т	Т	Т	Т	Т	Т	Т	Т	Т	Т	Т	Т		
Ni	Т	Т	Т	Т	Т	Т	Т	Т	Т	Т	Т	Т		
Pb	Т	Т	Т	Т	Т	Т	Т	Т	Т	Т	Т	Т		
Zn	Т	Т	Т	Т	Т	Т	Т	Т	Т	Т	Т	Т		
Al	U	U	U	U	U	U	Т	U	U	U	U	U		
As	Т	U	U	U	U	Т	Т	Т	U	Т	U	U		
Fe	U	U	U	U	Т	Т	Т	Т	U	U	Т	Т		
Mn	U	U	U	U	U	U	U	U	U	Т	U	U		
Р	U	U	U	U	U	U	Т	U	U	U	Т	U		

Tabel 13.1 viser, om der for et bestemt stof, for det givne forsøg forekommer udvaskning eller tilbageholdelse i jordkolonnen. Er stoffet udvasket fra den pågældende jordkolonne, er der angivet et U og markeret rød. Er stoffet tilbageholdt er der angivet et T og markeret grøn.

Tabel 13.1: Tilbageholdte stoffer er angivet med T og markeret med grøn. Udvaskede stoffer er angivet med U og markeret med rød.

#### 13.1.2 Afvigelser

Hvorvidt forholdene i forsøg 2 (vejsalt) og forsøg 3 (pH), påvirker infiltrationen igennem nedsivningsbassinet er vurderet ud fra en estimeret afvigelse mellem infiltrationsforsøgene. Afvigelserne er for hvert stof estimeret mellem mobilitetsresultaterne fra senarie 1 og 2 samt senarie 1 og 3.

Det er antaget at:

En afvigelse mellem to mobilitetsresultater på mere end 50 % indikerer, at den ændrede faktor (vejsalt eller pH) har påvirket mobiliteten for et stof igennem jordkolonnen.

Det betyder, at hvis der i en jordkolonne er observeret en afvigelse på mere end 50 % for  $C_{ind}$ - $C_{ud}$ )/ $C_{ind}$ -forholdet mellem forsøgene, er det antaget at vejsalt eller pH har haft en effekt på stoftransporten i jordkolonnen.

Argumentet for at vælge en afvigelse på 50 % som definition, er ud fra en betragtning af afvigelser mellem indløbskoncentrationerne for et givent stof for hvert forsøg. Der er tilsat ens metalkoncentrationen til infiltrationsvandet i de tre forsøg. Trods dette eksisterer der afvigelser på op til 30 % for indløbskoncentrationerne mellem forsøgene. Derfor defineres en afvigelse på 30 % som gældende for "konstante" koncentrationer. Afvigelsen på 30 % for indløbskoncentrationerne til jordkolonnerne vurderes at skyldes andre forhold. For at tage hensyn til yderligere usikkerheder er afvigelsen til vurdering af "påvirkningseffekten" fundet til 50 %.

Tabel 13.2 viser afvigelserne for mobilitetsresultaterne mellem hhv. forsøg 1 og 2 samt forsøg 1 og 3. En positiv afvigelse angiver den største mobilitet i forsøg 1, hvilket er markeret med rødt. Røde celler viser derfor, at metallernes mobilitet er reduceret. Modsat angiver negative afvigelser størst mobilitet i henholdsvis forsøg 2 og 3, hvilket er markeret med grønt. Grønne celler viser at mobiliteten er steget.

	Vejsa	lts effe	ekt på infi	ltration	pH's effekt på infiltration				
	Af	vigelse	forsøg 1	og 2	Afvigelse forsøg 1 og 3				
Kolonne	1	2	3	4	1	2	3	4	
Cd	-57	-85	-17	-60	-82	-81	67	-20	
Cr	86	80	33	200	-61	20	-37	33	
Cu	-40	0	33	100	-74	-33	-43	14	
Ni	-75	-80	-27	-65	-66	6	700	69	
Pb	-56	0	150	233	-83	-67	0	67	
Zn	8	-30	75	-14	-55	-52	600	200	
Al	16	69	19662	3949	-63	-9	378	1470	
As	-17	44	144	137	-39	22	69	54	
Fe	264	207	7213	6133	-45	33	516	2450	
Mn	150	-81	-29	-48	77	313	478	96	
Р	-16	54	787	539	-47	66	777	601	

Tabel 13.2: Afvigelser mellem mobiliteten for hvert uorganisk stof. Rød angiver en reduktion i mobiliteten større end 50 % i forhold til forsøg 1. Grøn angiver en stigning i mobiliteten større end 50 % i forhold til forsøg 1. Ingen synlig effekt forårsaget af salt og pH er angivet med ufarvet.

# 13.2 Effekt af opløst vejsalt

Tabel 13.2 viser, at der for ca. 2/3 af stofferne er estimeret afvigelser mellem mobilitetsresultaterne for forsøg 1 og forsøg 2 større end 50 %. Dette indikerer at opløst vejsalt har forårsaget en ændring i infiltrationen igennem nedsivningsbassinet.

I tabel 13.2 ses det, at afvigelserne i mobiliteten for metallerne relateret til vejvandet (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) ikke er høje. Ligeledes viser tabel 13.1 at vejvandsmetallerne tilbageholdes i jorden trods at vejvandet er forurenet med salt. Det er vurderet, at opløst vejsalt ikke har nogen større indflydelse på infiltrationen af vejvandsmetallerne igennem jordkolonnerne.

For de uorganiske stoffer som ikke er relateret til vejvandet (Al, As, Fe, Mn, P) er der estimeret afvigelser markant større end 50 %, hvilket er vist i tabel 13.2. Ligeledes er der observeret

positive afvigelser (markeret med rød), hvorfor mobiliteten fra forsøg 1 til forsøg 2 er reduceret. Der er især observeret høje afvigelser for aluminium, jern og fosfor.

Endvidere ses det i tabel 13.1, at opløst vejsalt i infiltrationsvandet i høj grad påvirker tilbageholdelsesevnen i jordkolonnerne. Tabel 13.1 viser, at infiltrationen af jern igennem jordkolonnerne ændres mærkbart fra forsøg 1 til forsøg 2. I forsøg 1 udvaskes jern fra jordkolonnerne, men betragtes infiltrationen i forsøg 2, ses det at jern tilbageholdes. Tilsvarende ses det, at tilbageholdelsesevnen for arsen ændres, således at den i kolonne 2, 3 og 4 ændres fra udvaskning til tilbageholdelse. Aluminium ændres fra at blive udvasket til at være tilbageholdt i jordkolonne 3.

Under udførelsen af forsøg 2 blev det bemærket, at jordkolonne 1 og 3 ikke havde tilstrækkelig infiltreringsevne til at nedsive vandet, hvorved jordkolonnerne stoppede til. Det formodes at nedsivningseffektiviteten i jordkolonne 2 og 4 også var reduceret men dette blev ikke observeret. Den reducerede nedsivningseffektivitet, der sås i forsøg 2, stemmer overens med de estimerede afvigelser vist i 13.2. Som nævnt afslørede afvigelserne, at transporten af jern, aluminium og fosfor er væsentlig reduceret.

Det er på baggrund af observationerne fra tabel 13.2 og tabel 13.1 vurderet, at tilstedeværelse af opløst vejsalt reducerer mobiliteten i nedsivningsbassinet for jern, aluminium og fosfor væsentligt. Fældning anses som årsagen til mobilitetsreduktionen ved tilstedeværelse af opløst vejsalt. Fældning opstår når infiltrationsvandet med humuskolloider tilsættes salt. Humuskolloider koagulerer med vejsalt og danner større partikler. Disse større partikler er mindre mobile. [Bundgaard og Klinge, 2006].

## 13.3 Effekt af øget pH-værdi

I tabel 13.2 ses det, at mobiliteten er ændret i ca. 2/3 af tilfældene; afvigelserne er større end 50 %. Dette indikerer at øget pH-værdi i vandet påvirker infiltrationen igennem nedsivningsbassinet.

For tungmetallerne relateret til vejen (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn), er afvigelserne i tabel 13.2 ikke væsentligt større end 50 %. Ligeledes ses der i tabel 13.1 ingen større ændring i tilbageholdelsesevnen, hvorfor det er vurderet, at øget pH-værdi i infiltrationsvandet ikke påvirker mobiliteten af vejvandsmetallerne markant.

For de uorganiske stoffer som ikke er relateret til vejvandet (Al, Fe, Mn, P) er der i den vandmættede zone (jordkolonne 3 og 4) estimeret afvigelser betydeligt større end 50 %. Afvigelserne er vist i tabel 13.2. Endvidere viser tabel 13.1 at en stigning i pH-niveau øger tilbageholdelsesevnen for arsen (kolonne 2), jern (kolonne 3 og 4), mangan (kolonne 2) samt fosfor (kolonne 3).

Det er vurderet at øget pH-værdi har reduceret mobiliteten for de uorganiske stoffer (Al, As, Fe, P) i den vandmættede zone.

Det er vurderet, at reduktionen i mobiliteten for de uorganiske stoffer, som ikke er relateret til vejvandet, skyldes stigningen i pH-niveauet. Når pH-niveauet stiger, stiger sorption også.

[Miljøstyrelsen, 2005]

# 13.4 Konklusion

Alt i alt er det konkluderet at opløst vejsalt er den mest betydningsfulde faktor for transporten igennem nedsivningsbassinet. Især blev mobiliteten af jern, aluminium samt fosfor reduceret væsentligt, hvilket bevirker at opløst vejsalt øger tilbageholdelsesevnen af disse stoffer.

# 14 Risikovurdering

I dette kapitel er det vurderet, om nedsivningen af tungmetallerne i vejvandet Cd, Cr, Cu, Ni, Pb og Zn belaster den nærliggende recipient (Grundvand og Gunderup Bæk). For at vurdere om recipienten belastes af tungmetallerne, er stoftransporten igennem nedsivningsbassinet undersøgt. Stoftransporten er både undersøgt eksperimentelt samt estimeret i en analytisk 1-dimensional transportmodel.

## 14.1 Eksperimentel bestemmelse af stoftransporten

I dette afsnit er det vurderet om immobiliseringen af de seks tungmetaller i vejvandet er tilstrækkelig i forhold til at beskytte recipienten. Vurderingen er baseret på tilbageholdelseseffektiviteten bestemt i infiltrationsforsøget (præsenteret i afsnit 12.4) og indløbskoncentrationerne til nedsivningsbassinet vist i tabel 11.4.

Med henblik på at vurdere den potentielle forureningsrisiko af grundvand samt Gunderup Bæk, er koncentrationen af tungmetallerne efter nedsivning igennem 1,5 m umættet jordkolonne samt koncentrationen af tungmetaller efter nedsivning igennem 3 m jordkolonne bestemt. Princippet er vist på figur 14.1.

Koncentrationen for nedsivning igennem 1,5 m umættet jordkolonne er estimeret ved at multiplicere indløbskoncentrationen til nedsivningsbassinet (tabel 11.4) med den procentandel af koncentrationen der udvaskes fra jorden. Denne er bestemt ved 1 minus tilbageholdelseseffektiviterne for jordens umættede zone. Tilbageholdelseseffektiviteterne er præsenteret i tabel 12.4, 12.5 og 12.6.  $C_{indløb}$  figure jordoverfladen 1,5 m mættede zone  $C_{um} (1,5 m)$  1,5 m 1,5 mmættede zone

Figur 14.1: Transport af vejvandsmetaller igennem 3 *m* jordkolonne.

Koncentrationen efter nedsivning i 3 m jord-

kolonne er estimeret ved at multiplicerer koncentrationen efter 1,5 m nedsivning i den umættede

zone med metalreduktionen i jordens mættede zone.

Med henblik på at vurdere hvorvidt koncentrationerne estimeret for hhv. 1,5 m og 3 m udgør en fare i recipienten, er de sammenlignet med miljøkvalitetskrav fra bekendtgørelse "Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet". Miljøkvalitetskravene fastsætter den koncentration forurenende stoffer ikke må overstige i vandområderne. Ligeledes er de sammenlignet med drikkevandskravet fra bekendtgørelse "Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg".

Risikovurderingen er udført for hver af de tre scenarier præsenteret på figur 12.1, 12.2 og 12.3.

#### 14.1.1 Vurdering af scenarie 1

I tabel 14.1 er koncentrationerne efter nedsivning igennem 1,5 m umættet jordkolonne og efter 3 m for scenarie 1 vist. Endvidere ses miljøkvalitetskravene og drikkevandskravet.

Forsøg 1	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
$C_{um} (1,5 m) [\mu g/l]$	0,01	0,85	3,44	0,73	0,64	22,14
$C_m$ (3,0 m) [ $\mu g/l$ ]	0,00	0,10	0,27	0,16	0,06	1,33
Miljøkvalitetskrav [ $\mu g/l$ ]	io.	3,40	12,00	3,00	0,34	3,10
Drikkevandskrav [ $\mu g/l$ ]	2	100	20	20	5	100

Tabel 14.1: Koncentration efter 1,5 m nedsivning gennem hhv. den umættede og mættede kolonne samt miljøkvalitetskravet og drikkevandskrav(Værdi ved indgang til ejendom). io = ikke opgivet. [Miljøministeriet, 2010] og [Miljøministeriet, 2014]

Tabel 14.1 viser at koncentrationen efter nedsivning igennem blot 3 m jordkolonne overholder miljøkvalitetskravet samt drikkevandskravet, hvorfor recipienten ikke belastes af metallerne relateret til motorvejen.

#### 14.1.2 Vurdering af scenarie 2

I tabel 14.2 er koncentrationerne efter nedsivning igennem 1,5 m umættet jordkolonne og efter 3 m for scenarie 2 præsenteret. Endvidere er miljøkvalitetskravene og drikkevandskravet vist.

Forsøg 2	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
$C_{um} (1,5 m) [\mu g/l]$	0,06	0,47	3,44	1,51	0,85	31,63
$C_m$ (3,0 m) [ $\mu g/l$ ]	0,01	0,02	0,14	0,24	0,03	2,21
Miljøkvalitetskrav [ $\mu g/l$ ]	io.	3,40	12,00	3,00	0,34	3,10
Drikkevandskrav [ $\mu g/l$ ]	2	100	20	20	5	100

Tabel 14.2: Koncentration efter 1,5 m nedsivning gennem hhv. den umættede og mættede kolonne samt miljøkvalitetskravet og drikkevandskrav(Værdi ved indgang til ejendom). io = ikke opgivet. [Miljøministeriet, 2010] og [Miljøministeriet, 2014]

Tabel 14.2 viser at koncentrationen efter nedsivning igennem blot 3 m jordkolonne overholder miljøkvalitetskravet samt drikkevandskravet, hvorfor recipienten ikke belastes af metallerne relateret til motorvejen.

## 14.1.3 Vurdering af scenarie 3

I tabel 14.3 er koncentrationerne efter nedsivning igennem 1,5 m umættet jordkolonne og efter 3 m for scenarie 3 præsenteret. Endvidere er miljøkvalitetskravene og drikkevandskravet vist.

Forsøg 3	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
$C_{um} (1,5 m) [\mu g/l]$	0,05	0,71	5,15	0,69	1,92	45,86
$C_m$ (3,0 m) [ $\mu g/l$ ]	0,00	0,06	0,36	0,09	0,12	0,92
Miljøkvalitetskrav [ $\mu g/l$ ]	io.	3,40	12,00	3,00	0,34	3,10
Drikkevandskrav [ $\mu g/l$ ]	2	100	20	20	5	100

Tabel 14.3: Koncentration efter 1,5 m nedsivning gennem hhv. den umættede og mættede kolonne samt miljøkvalitetskravet og drikkevandskrav(Værdi ved indgang til ejendom). io = ikke opgivet. [Miljøministeriet, 2010] og [Miljøministeriet, 2014]

Tabel 14.3 viser at koncentrationen efter nedsivning igennem blot 3 m jordkolonne overholder miljøkvalitetskravet samt drikkevandskravet, hvorfor recipienten ikke belastes af metallerne relateret til motorvejen.

Det skal bemærkes, at tilbageholdelseseffektiviteterne anvendt til vurderingerne er fremkommet ved infiltrering af maksimalt 85 *l* vand svarende til 20 % af den årlige hydrauliske belastning (dog med en højere stofbelastning) til nedsivningsbassinet. Infiltreres væsentlige større vandmængder igennem jordkolonnerne formodes det, at sorptionskapaciteten bliver forringet og tilbageholdelseseffektiviteten reduceres.

For at undersøge, om koncentrationen af tungmetallerne overholder miljøkvalitetskravet og drikkevandskravet, er der opstillet en simpel model til beregning af koncentrationen ned igennem den umættede og mættede del af jorden. I modellen er der taget højde for en større infiltrerede vandmængde. Ydermere er hele afstanden til Gunderup Bæk på 25 m inddraget. Estimeringen er beskrevet i afsnit 14.2.

# 14.2 Estimering af stoftransporten

Der er i dette afsnit opstillet en simpel analytisk transportmodel med det formål, at kvantificere udledningskoncentrationerne til Gunderup Bæk, hvorved det er vurderet om disse overstiger det kritiske niveau, fastsat i miljøkvalitetskravene.

I afsnittet er der kort redegjort for de forudsætninger og antagelser, der danner grundlaget for de estimerede udledningskoncentrationer. Den fulde metode og fastsættelsen af modellens opsæt-

ningsparametre er beskrevet i bilag J.

#### 14.2.1 Forudsætninger

Princippet for stoftransporten fra nedsivningsbassinet til Gunderup Bæk er vist på figur 14.2.



Figur 14.2: Transport af opløste tungmetaller igennem den umættede zone med en transportlængde på 5 m (afstand til gvs) og en transportlængde på 25 m (afstand til Gunderup Bæk) i den mættede zone.

Som figur 14.2 illustrerer, er transporten af tungmetallerne estimeret direkte vertikalt i den umættede zone med en længde på 5 m (længden til grundvandsspejlet) og direkte horisontalt i den mættede zone over en længde på 25 m (længden til Gunderup Bæk). En mere virkelighedsnær beskrivelse af transporten, er hvor der tages højde for, at strømningen spredes 3-dimensionalt. Ved en direkte 1-dimensional estimering, formodes at de modellerede koncentrationer er overestimeret.

Startkoncentrationen,  $C_0$  er indløbskoncentrationen til nedsivningsbassinet vist i tabel 11.4. Koncentrationen bestemt efter 5 *m* infiltration i den umættede zone, er anvendt som startkoncentration til at estimerer den horisontale transport igennem den mættede zone på 25 *m*.

Koncentrationen efter hhv. 5 m vertikal transport og 25 m horisontal transport er bestemt som funktion af tiden. Estimeringen af stoftransporten er startet i år 2007, da det som nævnt i afsnit 11.1 er i dette år nedsivningsbassinet blev tilkoblet motorvejen.

#### Transportmodellen

Transporten af tungmetallerne igennem nedsivningsbassinet og videre til grundvandsspejlet og til Gunderup Bæk er bestemt vha. en 1-dimensional analytisk model. Modellen tager udgangspunkt i den styrende ligning for stoftransporten givet ved J.1. Til bestemmelsen af tungmetallernes transport er der taget højde for betydningsfulde faktorer: tilbageholdelse, koncentrationen af tungmetallet opløst i vandet, porevandshastigheden og dispersion. Den styrende ligning for stoftransporten er løst analytisk, ved at opstille begyndelses- og randbetingelser. Betingelserne er vist i bilag J. For modellen har det følgende betydninger:

- Koncentrationen til tiden 0 år og til 0 m er lig med startkoncentrationen. De anvendte startkoncentrationer er indløbskoncentrationen til nedsivningsbassinet, vist i tabel 11.4.
- Motorvejen er en kontinuerlig forureningskilde
- Jordens baggrundkoncentrationen er antaget nul.
- Koncentrationsgradienten i hver jorddybde er nul.

Den analytiske løsning er givet ved ligning J.2. Denne generelle løsning estimerer koncentrationen af tungmetallet opløst i vandet til et bestemt tids- og stedskridt og beskriver transporten igennem jordmatricen.

Stoftransporten er beregnet i et "lukket system" hvor strømningen til Gunderup Bæk alene bestemmes af den hydrauliske belastning til nedsivningsbassinet vist i tabel 11.10. Idet strømningen kun er styret af den hydrauliske belastning til nedsivningsbassinet, er der ikke taget højde for den fortynding der evt. forekommer når vejvandet opblandes med grundvandet. Nedbørsmængden er ligeligt fordelt over året, hvorfor der ikke er taget højde for årstidsvariationer. Det antages at årstidsvariationer ikke har nogen betydning, da transporttiderne er lange.

Parametrene der indgår i modellen er bestemt både for den umættede og den mættede zone. Fastsættelsen af disse parametre er beskrevet i bilag J.1. Tungmetallerne sorberes i jordmatricen, hvorfor tilbageholdelsen er fastsat til forskellige værdier afhængig af det givne tungmetal. Modellen tager højde for, at jordens sorptionskapacitet med tiden forringes.

Da modellen er 1-dimensional og er baseret på forsimplinger og antagelser er der mange usikkerheder i forhold til det estimerede resultat. Derfor giver resultaterne fra modellen blot en indikation af metalkoncentrationen i grundvandet samt Gunderup Bæk. Resultaterne er præsenteret i det følgende afsnit.

#### 14.2.2 Resultat

Koncentrationen af de seks tungmetaller er ved transport gennem jordmatricen reduceret væsentligt. Koncentrationerne estimeret i den analytiske model i perioden 2007-2014, viste mindre end  $0,01 \ \mu g/l$  både efter infiltration igennem 5 m jordkolonne til grundvandspejlet og

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
$C_{(2014,25m)}  [\mu g/l]$	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Miljøkvalitetskrav $[\mu g/l]$	io.	3,40	12,00	3,00	0,34	3,10

efter 25 *m* transport ved ankomst til Gunderup Bæk. Udledningskoncentrationen til Gunderup Bæk i 2014 overstiger derfor ikke miljøkvaliteskravene, tabel 14.4

Tabel 14.4: Koncentration efter 25 *m* transport gennem hhv. den umættede og mættede zone (udledningskoncentration til Guderup Bæk) samt miljøkvalitetskravet. io = ikke opgivet. [Miljøministeriet, 2010]

De lave koncentrationer bestemt i år 2014 skyldes tildels, at nedsivningen er estimeret for en periode på kun 7 år (2007-2014) og at metallernes sorptionsegenskaber er gode (tilbageholdelsesfaktorerne, vist i tabel J.1 er høje). Idet tilbageholdelsesfaktorerne er høje, er tungmetallernes transporttid i forhold til vandets transporttid væsentlig forsinket.

Graferne 14.3 til 14.8 viser koncentrationen efter den horisontale og vertikale transport gennem jordmatricen som funktion af tiden.





Figur 14.3: Koncentration af cadmium efter 5 m vertikal transport og efter 25 m horisontal transport.

Figur 14.4: Koncentration af krom efter 5 m vertikal transport og efter 25 m horisontal transport.



Figur 14.5: Koncentration af kobber efter 5 m vertikal transportog efter 25 m horisontal transport.





Figur 14.6: Koncentration af bly efter 5 m vertikal transport og efter 25 m horisontal transport.



Figur 14.7: Koncentration af nikkel efter 5 m vertikal transport og efter 25 m horisontal transport.

Figur 14.8: Koncentration af zink efter 5 m vertikal transport og efter 25 m horisontal transport.

Ud fra graferne 14.3 til 14.8 ses det, at koncentrationen efter mange års nedsivning bliver konstant. Dette skyldes, at adsorptionskapaciteten er opbrugt hvorfor udløbskoncentrationen stabiliseres og bliver lig med startkoncentration, dvs. indløbskoncentrationen til nedsivningsbassinet vist i tabel 11.4.

Det vurderes, at der går mange årtier før metallerne transporteres i så høje koncentrationer, at de potentielt kan true recipienten. Iflg. den analytiske model vil der gå mindst 100 år før adsorptionskapaciteten er opbrugt og før 100 % af indløbskoncentrationen udledes til Gunderup Bæk.

Det er grundet resultaterne bestemt fra den analytiske model vurderet, at hverken grundvand eller Gunderup Bæk påvirkes af tungmetallerne fra motorvejen i den nærmeste fremtid.

## 14.3 Konklusion

Af risikovurderingen foretaget i dette kapitel er det konkluderet, at nedsivningen af tungmetallerne afstrømmet fra motorvejen, ikke har nogen betydning for grundvand samt Gunderup Bæk. Dette er vurderet, da koncentrationerne efter nedsivning i blot 3 *m* jordkolonne overholder miljøkvalitetskravene. Jordens gode tilbageholdelsesevne medfører en markant reduktion i udløbskoncentrationen i forhold til indløbskoncentrationen, hvorfor en større del af tungmetallerne er akkumuleret i nedsivningsbassinets øverste jordlag og dermed ikke spredes videre til miljøet. Ligeledes viser resultaterne estimeret i den analytiske transportmodel, at udledningskoncentrationerne til Gunderup Bæk i 2014 overholder miljøkvalitetskravet.

Til gengæld er det vurderet, at udvaskningen af de uorganiske stoffer, der naturligt forekommer i jorden, kan udgøre en potentiel fare for recipienten. I infiltrationsforsøget blev der målt høje udløbskoncentrationer for især jern og aluminium. Det skal bemærkes, at der ikke kun vil forekomme udvaskning af jern og aluminium fra selve nedsivningsbassinet men for hele Grunderup Bæks oplandsareal. Dette vil medføre en endnu større tilførsel af jern og aluminium til bækken end den målte udløbskoncentration i infiltrationsforsøget, der kun er gældende for 1,5 m infiltration.
# **Del III**

# Vejsalts effekt

Vejsalts effekt på jordens hydrauliske ledningsevne.

# $15\,$ Vejsalts effekt på hydraulisk ledningsevne

I vinterperioderne indeholder vejvandet, som infiltreres igennem nedsivningsbassinerne, udover de øvrige forureningskomponenter, store mængder af vejsalt. Der er i overfladevand fra veje, målt en middelkoncentration af salt på ca.  $3-5 \ \%_0$  i vinterperioderne [Elliott og Chénier, 1999]. Kendskabet vedrørende vejsalts påvirkning af vand- og stoftransporten igennem nedsivningsbassinerne er begrænset. Da analysen udført i kapitel 13 viste, at salt tilsat infiltrationsvandet reducerer tungmetallernes mobilitet igennem jordkolonnen, formodes det at salt påvirker vand- og stoftransporten igennem jordmatricen. Formålet med denne analyse er derfor, at undersøge hvorvidt effekten kan tilskrives en forringelse i den hydrauliske ledningsevne.

Analysen er fundet vigtig, da den hydrauliske ledningsevne har stor betydning for transporten af de opløste stoffer ned igennem jorden og dermed er afgørende for en potentiel forureningsrisiko af recipienter.

Ydermere er det i forhold til funktionen af nedsivningsbassinerne vigtigt at sikre, at bassinet har en optimal infiltrationsevne. Er nedsivningsbassinets infiltrationsevne reduceret, kan det medføre et permanent vandspejl på nedsivningsoverfladen. Nedsivningsbassinet fungerer derfor ikke hensigtsmæssigt [Vollertsen et al., 2012].

Hypotesen lyder, at salt tilsat infiltrationsvandet påvirker de organiske partikler i vandopløsningen således de flokkulerer. Herved øges partikelstørrelsen. Forøgelsen i partikelstørrelsen kan reducere jordens hydrauliske ledningsevne, idet partiklerne under transporten afsættes i jordens hulrum.

Mekanismerne for hvordan kolloider reagerer og danner større partikler ved koagulering eller flokkulering er beskrevet ved DLVO teorien. DLVO teorien kan derfor begrunde, hvordan samt hvorfor salt evt. reducerer infiltrationsevnen [Malvern, 2013].

# 15.1 Salts effekt på partikelstørrelsen i vandopløsninger: DLVO teorien

DLVO teorien beskriver stabiliteten af en kolloid opløsning ud fra en kraftbalance. Infiltrationsvandet udgør en kolloid opløsning, hovedsageligt bestående af humuskolloider. En stabil kolloid opløsning er hvor partiklerne er dispergeret, hvorved partiklerne er små og separerede. Er den kolloide opløsning ustabil flokkulerer partiklerne.

Stabiliteten i den kolloide opløsning afhænger af fordelingen mellem partiklernes tiltrækkende kræfter (Van der Waals) og de frastødende (elektriske dobbelt lag) kræfter, vist i ligning (15.1).

$$V_{total} = V_T + V_F \tag{15.1}$$

 $V_{total}$  er den totale potentielle kraft og  $V_F$  og  $V_T$ , er hhv. størrelsen af den frastødende og tiltrækkende kraft. Det er balancen mellem disse kræfter som styrer om kolloiderne flokkulerer eller koagulerer (ustabile) eller om de er dispergeret (stabile). Så længe de frastødende kræfter er større end de tiltrækkende Van der Waals kræfter, forbliver opløsningen stabil og partiklerne separerede. Overstiger størrelsen af de tiltrækkende Van der Waals kræfter, størrelsen af de frastødende kræfter opstår flokkulering.

#### Den tiltrækkende kraft, V<sub>T</sub>

Størrelsen af den tiltrækkende kraft afhænger af bindingen mellem molekylerne, dvs. Van der Waals kræfterne. Den tiltrækkende kraft er negativ.

#### Den frastødende kraft V<sub>F</sub>

Den frastødende kraft, er en positiv kraft, der afhænger af zeta-potentialet, som er et mål for dobbeltlagets tykkelse. I den kolloide opløsning tiltrækker humuskolloidernes modioner. Modionerne sætter sig i et lag tæt på humuskolloidernes overflade, herved neutraliseres humuskolloidernes overfladeladning delvist. Der dannes herved et elektrisk dobbeltlag. Figur 15.1 viser dobbeltlaget på en humuskolloides overflade.



Figur 15.1: Humuskolloid hvorpå zeta-potentialet, det elektriske dobbeltlag, forskydningslaget, det "faste" lag, det "diffuse" lag samt tykkelser af disse er vist [Henze et al., 2006].

Figur 15.1 viser den negativt ladede humuskolloide, der tiltrækker positive modioner. De positive ladet ioner, danner det "faste" lag og sidder fast vha. de elektriske kræfter. Det "diffuse" lag består af frie ioner, hvor der er størst koncentration af modionerne. Koncentrationen af de positive modioner er aftagende, indtil koncentrationen er den samme som i den omkringliggende væske. "Forskydningslaget" er det yderste lag og afgrænser den del af væsken, der følger humuskolloidens bevægelse og den øvrige del af væsken. Potentialet ved "forskydningslaget" kaldes zeta-potentialet [Henze et al., 2006].

### Den totale potentielle kraft, V<sub>total</sub>

Den kolloide opløsning er stabil, dvs. partiklerne er dispergeret, når den totale potentielle kraft,  $V_{total}$  er positiv.  $V_{total}$  er positiv, når de frastødende kræfter er større end de tiltrækkende Van der Waals kræfter. Dette er vist på figur 15.2.



Figur 15.2: Interpartikulære kræfter som en funktion af afstanden mellem partiklerne. Ved partikelafstand mindre end "a", kaldet det primære minimum, vil der være tiltrækning mellem partiklerne og partiklerne koagulerer [Henze et al., 2006].

y-aksen angiver den totale potentielle kraft. Er den totale kraft negativ, er den tiltrækkende kræft størst og partiklerne koagulerer. Ved afstande større end "a" er den frastødende kræft størst og partiklerne er dispergeret. Energibarrieren forhindrer partiklerne i at kollidere. Kolliderer partiklerne med tilstrækkelig kraft til at overvinde energibarrieren, vil den tiltrækkende kraft trække partiklerne mod hinanden og de vil koagulere.

## 15.2 DLVO teorien ved tilsætning af salt

Salt øger koncentrationen af frie ioner og mindsker dobbeltlagets betydning, idet de frie saltioner sætter sig på partiklerne og neutraliserer deres ladning. Herved reduceres de frastødende kræfter, som tilskrives ladningen. Niveauet for energibarrieren reduceres og derved falder det potentielle energiniveau der skal overstiges, for at partiklerne koagulerer. Figur 15.3 viser at energibarrieren er blevet reduceret ved tilsætning af salt. Der er skabt endnu et minimum, kaldet det sekundære

minimum. Det sekundære minimum er beliggende tæt på nul-linien for den potentielle kraft. I dette sekundære minimum sker der flokdannelse. Det betyder, at kolloiderne i vandopløsninger med en høj saltkoncentration koagulerer eller flokkuerer på grund af destabiliseringer [Malvern, 2013].



VT (Van der Waals)

Figur 15.3: Interpartikulære kræfter ved tilsætning af salt som en funktion af afstanden mellem partiklerne [Malvern, 2013].

# 15.3 Partikelstørrelsens påvirkning på infiltrationsevnen igennem nedsivningsbassiner

Partiklerne der transporteres i infiltrationsvandet afsættes i jorden og danner en tilklogningzone. Tilklogning vil forekomme øverst i jordmatricen. Figur 15.4 illustrerer afsætningen af materiale som danner tilklogningzonen [Vollertsen et al., 2012].



Figur 15.4: Tilklogningzone som dannes ved afsætning af organiske partikler, der transporteres i infiltrationsvandet. Afsætning af materialet tilstopper porerne i den øvre del af jordmatricen og reducerer infiltrationsevnen[Vollertsen et al., 2012].

Tilklogning medfører, at infiltrationsevnen forringes i den øvre del af jordmatricen, idet den tilstoppes af det aflejrede materiale. Infiltrationsevnen i det underliggende jordlag er i mindre grad påvirket af afsætningen af partiklerne og har derfor en højere hydraulisk ledningsevne. [Vollertsen et al., 2012]. Størrelsen på tilklogningzonen afhænger af nedsivningsjordens hydrauliske egenskaber samt størrelsen af de afsatte partikler. Det betyder, at de større og mere immobile partikler der, dannes ved tilstedeværelse af salt i infiltrationsvandet, vil påvirke til-klogningzonen og dermed jordens infiltrationsevne [Vollertsen et al., 2012].

Hvorvidt salts effekt på partiklernes tilstand (om partiklerne i vandopløsningen er små og separerede eller om de er koaguleret) reducerer jordens infiltrationsevne, er eftervist vha. to infiltrationsforsøg, beskrevet i hhv. kapitel 16 og 17.

# 16 Eksperimentel infiltrationsanalyse nr. 1

Hvorvidt salts påvirkning af partiklernes størrelse i en vandopløsning reducerer jordens mættede hydrauliske ledningsevne, er belyst eksperimentelt ved infiltrationsforsøg.

## 16.1 Forsøgsopsætning

Figur 16.1 illustrerer den anvendte forsøgsopsætning.



Figur 16.1: Eksperimentel opstilling af infiltrationsforsøg til analyse af salts påvirkning på jords hydrauliske ledningsevne.

Ved hjælp af en pumpe, indstillet til en konstant indløbsvandføring, blev vand infiltreret igennem cylinderne. Cylinderne er navngivet "Cylinder A" og "Cylinder B" og er pakket med fint filtersand ( $d_{50}=0.16 \text{ mm}$ ). Der er lavet en dobbeltbestemmelse for alle infiltreringerne, dvs. hver infiltrering er udført på både cylinder A og B.

Der er udført to infiltrationsforsøg. De to cylindere er i forsøg 1 pakket med 90 g filtersand og en densitet på  $1,56 \text{ g/cm}^3$ . I forsøg 2 er der anvendt 70 g filtersand og en densitet på  $1,46 \text{ g/cm}^3$ .

For at undersøge om salt tilsat infiltrationsvandet har en effekt på den mættede hydrauliske ledningsevne, er der på hver cylinder udført tre infiltreringer af søvand med forskellige saltkoncentrationer. I de tre infiltreringer er der infiltreret:

- Demineraliseret vand efterfulgt af søvand med 0 % saltkoncentration(1. infiltrering)
- Demineraliseret vand efterfulgt af søvand med  $5 \frac{0}{00}$  saltkoncentration (2. infiltrering)
- Demineraliseret vand efterfulgt af søvand med  $10^{0}/_{00}$  saltkoncentration (3. infiltrering)

I alle infiltreringer er der som det første infiltreret demineraliseret vand igennem cylinderen. Dette er gjort med henblik på at bestemme "baggrundsniveauet" for hydraulisk ledningsevne for den konkrete prøve.

Efter endt infiltrering af demineraliseret vand er vandopløsningen skiftet, således søvand med forskellige saltkoncentrationer blev infiltreret igennem cylinderne. Ud fra disse tre infiltreringer kan effekten af afsætning af organisk stof, dvs. tilklogning samt effekten af forskellige saltkoncentrationer i søvandet vurderes.

Efter hver infiltrering af demineraliseret vand og søvand er cylinderen pakket om. Herved er næste infiltrering udført på nyt sand.

I løbet af hver infiltreringsperiode er ændringen i trykniveauet,  $\Delta h$  i forhold til den infiltrerede vandmængde hyppigt målt. Ændringen i trykniveauet er målt i *cmVS* og er forskellen mellem udløbet og den højde vandspejlet til det givne tidspunkt har indstillet sig ved i cylinderen. Forsøget blev stoppet når trykniveauet var steget til cylinderlængden og cylinderens kapacitet var opbrugt.

## 16.2 Databehandling

Sammenhængen mellem ændringen i trykniveau og det infiltrerede vandvolumen er et mål for jordens hydrauliske ledningsevne. De målte ændringer i trykniveauet er anvendt til at bestemme jordens hydrauliske ledningsevne og er estimeret ved at anvende Darcys formel, vist i ligning (16.1).

$$Q = A \cdot K \cdot \frac{\Delta h}{\Delta l} \tag{16.1}$$

hvor

Q	Udløbsvandføring	$[m^{3}/s]$
A	Cylinderens tværsnitsareal	[m <sup>2</sup> ]
Κ	Hydraulisk ledningsevne	[m/s]
$\Delta 1$	Længde	[m]
$\Delta h$	Trykniveauændringen over $\Delta$ l	[m]

Tværsnitsarealet af cylinderen samt flowet er under infiltreringsperioden kendt. Som nævnt blev ændringen i trykniveauet hyppigt målt som forskellen mellem udløb og placering af vandspejl.

Darcy's formel (16.1) viser, at en stigning i trykniveauændringen skyldes en reduktion i jordens hydrauliske ledningsevne, med den forudsætning at flowet og tværsnitsarealet er konstant.

## 16.3 Resultat

Jordens infiltrationsevne er undersøgt ud fra grafer, som viser de estimerede hydrauliske ledningsevner i forhold til det infiltrerede vandvolumen. Figur 16.2 og 16.3 viser de estimerede hydrauliske ledningsevner i forhold til det infiltrerede vandvolumen i cylinder A og B for forsøg 1. Figur 16.4 og 16.5 viser de estimerede hydrauliske ledningsevner i cylinder A og B for forsøg 2.



1. Infiltrationsforsøg: Cylinder A







Figur 16.3: Hydraulisk ledningsevne i forhold til det infiltrerede vandvolumen for Cylinder B i forsøg 1.



2. Infiltrationsforsøg: Cylinder A

Figur 16.4: Hydraulisk ledningsevne i forhold til det infiltrerede vandvolumen for Cylinder A i forsøg 2.



Figur 16.5: Hydraulisk ledningsevne i forhold til det infiltrerede vandvolumen for Cylinder B i forsøg 2.

Figurerne 16.2 til 16.5 viser, at forsøgene er stoppet ved forskellige infiltrerede vandvolumener. Ved tilsætning af salt er trykniveauet steget hurtigere i løbet af infiltrationsperioden og dermed opbruges cylinderens kapacitet hurtigere. Den største afvigelse i det infiltrerede vandvolumen blev observeret i forsøg 1 i Cylinder B, hvor forskellen mellem det infiltrerede vandvolumen for infiltration af søvand tilsat 0  $^{0}/_{00}$  salt og vandvolumenet for infiltration af søvand tilsat 10  $^{0}/_{00}$  salt, var 916 *mm*.

#### Infiltration af demineraliseret vand

Infiltreringerne af demineraliseret vand er et estimat for sandets hydrauliske ledningsevne, uden tilklogning af organisk stof samt tilstedeværelse af salt i infiltrationsvandet. Figurerne 16.2 til 16.5 viser, at den hydrauliske ledningsevne er konstant i løbet af infiltreringsperioden.

I enkelte cylindre er der observeret mindre afvigelser i pakningsegenskaberne. Figur 16.2 viser, at sandet hvorigennem der infiltreres demineraliseret vand efterfulgt af søvand tilsat 10  $^{0}/_{00}$  salt (grøn kurve), er pakket mere kompakt. Derfor er den hydrauliske ledningsevne lavere. Tilsvarende ses en mere kompakt pakning for infiltrering af demineraliseret vand efterfulgt af søvand 0  $^{0}/_{00}$  salt (blå kurve), vist på figur 16.5. Cylinderen, hvorigennem demineraliseret vand efterfulgt af søvand tilsat 5  $^{0}/_{00}$  er infiltreret, er pakket mindre kompakt.

De små afvigelser der eksisterer i cylinderpakningerne, er vigtige, når det skal analyseres, hvorvidt årsagen til ændringer i hydraulisk ledningsevne kan tilskrives salt. Det er klart, at en mere kompakt cylinderpakning forårsager en lavere infiltrationsevne.

#### Infiltration af søvand 0 % salt

Betragtes kurverne for infiltrering af søvand med  $0 \ 0/00$  salt (de blå kurver vist på figur 16.2 til 16.5) ses det, at den hydrauliske ledningsevne reduceres i løbet af infiltreringsperioden. Årsagen hertil er afsætning af organisk stof som danner et tilklogninglag i den øverste del af jordsøjlen. Figur 16.6 viser tilklogninglaget af organisk stof fra infiltrationsforsøget.



Figur 16.6: Tilklogninglag dannet grundet afsætning af organisk materiale i løbet af en infiltrering af søvand. Dette lag reducerer jordens hydrauliske ledningsevne.

Det dannede tilklogninglag medfører, at modstanden igennem cylinderne i løbet af infiltreringsperioden forøger modstaden. Søvandets indhold af organisk materiale er derfor årsagen til, at gradienten på kurven for den hydrauliske ledningsevne reduceres.

#### Infiltration af søvand 5 og 10 % salt

Infiltreringerne for søvand tilsat en saltkoncentration på hhv. 5 og  $10 \ 0/_{00}$  salt (røde og grønne kurver på figur 16.2 til 16.5), viser ligeledes en reduktion i gradienten for den hydrauliske ledningsevne. Reduktionen er forårsaget af tilklogning.

Endvidere er det observeret, at gradienten for den hydrauliske ledningsevne reduceres over en mindre infiltreringsvolumen. Dette indikerer, at salt opløst i infiltrationsvandet, har forårsaget en hurtigere forøgelse af modstanden igennem jordcylinderen, i forhold til den modstand der forekom ved infiltrering af søvand uden tilsætning af salt. Ved tilstedeværelse af opløst salt i søvandet er sandets hydrauliske ledningsevne derfor yderligere forringet. Årsagen til den yderligere hydrauliske reduktion, er vurderet at være tilstedeværelse af opløst salt i infiltrationsvandet, som forårsager at partiklerne koagulerer og der dannes større organiske partikler. Figur 16.7 viser koagulering af organiske partikler i søvandet, tilsat en 5 0/00 saltkoncentration, som blev infiltreret igennem cylinderne. De større partikler danner mere tilklogning og medfører en yderlig reducering i jordens hydrauliske ledningsevne.



Figur 16.7: Flokkulering af organiske partikler i søvand med 5  $^{0}/_{00}$  saltkoncentration anvendt i infiltrationsforsøget.

Ydermere viser figur 16.2 til 16.5, at den ringeste infiltrationsevne er bestemt for søvand med en saltkoncentration på  $10 \ \%$ . Det kan fastslås, at en højere saltkoncentration forårsager en hurtigere reduktion i hydraulisk ledningsevne.

I sidste måling hvor infiltrationen er stoppet, opnås tilnærmelsesvis ens hydrauliske ledningsevner ved infiltration af søvand med og uden salt. Idet infiltrationen er stoppet da vandspejlet har nået cylinderlængden, hvorved cylinderens kapacitet er opbrugt, er der til den sidste måling målt ca. samme ændring i trykniveau. Ændringen i trykniveauet er som nævnt målt som differencen mellem trykniveauet i udløb og vandspejlets placering. Derudover blev der ikke observeret store variationer i udløbsvandføringen.

Gradienten for kurven for de hydrauliske ledningsevner er stejlt nedadgående ved infiltrationens afslutning. Infiltreres der samme vandvolumen igennem de tre infiltreringer, vil den laveste hydrauliske ledningsevne forekomme til den sidste måling. Gradienten for kurven for infiltration af søvand med  $10 \, 0/00$  salt er størst, vil den opnå den mindste værdi for hydraulisk ledningsevne, hvis kurvens forløb fortsatte til et større infiltreret vandvolumen.

Infiltrationsforsøget beviser hypotesen beskrevet i kapitel 15; at salt opløst i infiltrationsvandet påvirker partiklerne, således de koagulerer og deres partikelstørrelse øges. Dette tilstopper jord-kolonnen i den øverste zone og reducerer infiltrationsevnen.

Imidlertid er infiltrationsforsøget udført på cylindere med små dimensioner og vandet er blot infiltreret igennem 5-6 *cm* fint filtersand. Infiltrationsforsøget repræsenterer derfor ikke infiltrering igennem jorddybder, der er sammenlignelige med et nedsivningsbassin. Ligeledes vil jorden i et nedsivningsbassin have grovere tekstur samt en mere varierende struktur. Det er valgt at undersøge saltes effekt på infiltrationsevnen ved infiltrering igennem jord og jorddybder, der er mere sammenlignelige med et nedsivningsbassin. I praksis er det vanskeligt at måle infiltrationsevnen i et nedsivningsbassin, hvorfor der er opstillet en eksperimentiel model til formålet. Infiltrationsforsøget med dimensioner og jordegenskaber, der i større grad er tilsvarende et nedsivningsbassin, er beskrevet i kapitel 17.

# 17 Eksperimentel infiltrationsanalyse nr. 2

Med henblik på at eftervise den effekt salt har på jordens hydrauliske ledningsevne, der blev observeret ved infiltrationsforsøget beskrevet i kapitel 16, er der udført endnu et infiltrationsforsøg, hvor forsøgsopsætningen er mere sammenlignelig med et etableret nedsivningsbassin og hvor nedsivningsjorden stammer fra et nedsivningsbassin.

## 17.1 Forsøgsopstilling

På figur 17.1 er forsøgsopstillingen, anvendt til infiltrationsforsøget, illustreret.



Figur 17.1: Forsøgsopstilling af infiltrationsforsøg på "stor skala" til analyse af salts effekt på infiltrationsevnen.

To PVC rør er opsat og begge er pakket med sand fra et nedsivningsbassin fra Herning. Pakningsegenskaberne er vist i tabel 12.2. Forsøget er udført for to ens scenarier for at have en dobbeltbestemmelse.

På hver kolonne er der monteret to trykmålere. På kolonne 1 er trykmålerne A og B monteret og på kolonne 2 er trykmålerne C og D monteret. Trykmålerne måler trykket en gang pr. minut.

I den blå tønde opbevares søvandet som infiltreres igennem kolonnerne. Søvandsopløsningen fra tønden infiltreres igennem jordkolonnerne med et konstant flow på 5,5 ml/min igennem kolonne

1 og 5,9 ml/min for kolonne 2. Den hydrauliske ledningsevne er undersøgt under vandmættede forhold.

Den hydrauliske ledningsevne er bestemt for infiltrering igennem jordkolonnerne med søvand med saltkoncentrationer på henholdsvis 0 og 5  $\frac{0}{00}$ .

Den hydrauliske ledningsevne er analyseret for tre forskellige kolonnelængder; en længde,  $l_1$  som repræsenterer den øverste zone af jordkolonnen, en længde  $l_2$ , som repræsenterer den nedre del af jordkolonnen samt en hydraulisk ledningsevne estimeret over hele jordkolonnens længde,  $l_3$ . Længderne  $l_1$ ,  $l_2$  samt  $l_3$ , anvendt til at estimere de hydrauliske ledningsevner, illustreret på figur 17.1.

## 17.2 Databehandling

Den hydrauliske ledningsevne er bestemt ved at anvende Darcys formel, vist i ligning (16.1).

Med henblik på at estimere den hydrauliske ledningsevne over længderne  $l_1$ ,  $l_2$  og  $l_3$ , er trykforskellen  $\Delta h$  over disse længder bestemt.

 $\Delta h_1 = tryk_A - tryk_B$  $\Delta h_2 = tryk_B - tryk_G$  $\Delta h_3 = tryk_A - tryk_G$ 

Trykket i punkt G svarer til trykket i udløbet og er derfor længden over hele jordkolonnen dvs.  $l_3$  plus længden til udløb,  $l_4$ .

$$G = l_3 + l_4$$

Med henblik på at konverterer for det hydrostatiske tryk, er afstanden fra trykniveauet ved stationær tilstand fratrukket trykkene målt i punkt A, B, C, D samt G.

Ved kendskab til det konstante flow Q, det konstante tværsnitsareal A, samt ændringen i trykniveauet, er de hydrauliske ledningsevner bestemt.

## 17.3 Resultat

På figur 17.2 og 17.3 ses de hydrauliske ledningsevner, k1, k2 og k3 estimeret for længderne  $l_1$ ,  $l_2$  og  $l_3$  i kolonne 1 og kolonne 2.

På figur 17.3 ses det, at der kun er estimeret hydrauliske ledningsevner i sidste halvdel af forsøgsperioden. Dette skyldes at loggeren, hvilken opsamlede målte tryk fra trykmåler D var defekt, hvorfor trykdata fra trykmåler D i første halvdel af måleperioden er gået tabt.



Figur 17.2: Hydraulisk ledningsevne over længden  $l_1$ ,  $l_2$  og  $l_3$  for hhv. 0 og 5 0/00 opløst vejsalt infiltreret igennem kolonne 1.



Figur 17.3: Hydraulisk ledningsevne over længden  $l_1$ ,  $l_2$  og  $l_3$  for hhv. 0 og 5 0/00 opløst vejsalt infiltreret igennem kolonne 2.

Figurerne 17.2 og 17.3 viser, at den hydrauliske ledningsevne for kolonnelængden  $l_1$  er mindre end den hydrauliske ledningsevne estimeret for kolonnelængde  $l_2$  og  $l_3$ . Det vurderes at afsætning af organisk materiale har dannet en tilklogningzone øverst i jordsøjlen og derfor, er der i den underliggende jord, bestemt en højere hydraulisk ledningsevne ( $k_2$ ). Den hydrauliske ledningsevne for hele kolonnelængden,  $k_3$  afhænger af den ringere hydrauliske ledningsevne i topjorden og en større hydraulisk ledningsevne i den underliggende jord, hvorfor den placerer sig midterst.

Betragtes graferne 17.2 og 17.3 kan det ses, at der ikke er væsentlig forskel mellem de hydrauliske ledningsevner for en saltkoncentration på 0.0/00 salt og 5.0/00 salt. Infiltreringsevnen i jorden er upåvirket af en saltkoncentration på 5.0/00, ved de anvendte infiltrationsvolumener med tilhørende indhold af organisk stof.

At der ikke er observeret nogen væsentlig forskel i den hydrauliske ledningsevne ved tilsætning af salt i søvandet betyder nødvendigvis ikke, at salt ikke påvirker flokkuleringen af partiklerne. Teorien beskrevet i kapitel 15 formodes at være gældende.

Det er vurderet, at effekten fra salt ikke kom til udtryk, da størrelsen af de afsatte partikler ikke blev tilstrækkeligt forøget, i forhold til at tilstoppe jordens porevolumen (jorden anvendt til forsøget har en høj porøsitet). Idet partiklerne er finere end nedsivningsjordens porevolumen, transporteres de organiske partikler længere ned i jordkolonnen, før de afsættes og danner et tilklogninglag, som reducerer den hydrauliske ledningsevne. Mængden af organisk stof i infiltrationsvandet og den tilsatte saltkoncentration er vurderet at være den begrænsende faktor, i forhold til at forøge partikelstørrelsen tilstrækkeligt til at tilstoppe jordens porevolumen.

# 18 Sammenfatning

Ud fra måleresultaterne fra infiltrationsanalyse nr. 1, præsenteret i afsnit 16.3, er det konkluderet, at afsætning af organisk stof er den primære årsag til, at jordens hydrauliske ledningsevne reduceres. Det er observeret, at gradienten for den hydrauliske ledningsevne reduceres ved infiltration af vand indeholdende organisk stof. Reduktionen er forårsaget af, at de organiske partikler afsættes i jordmatricen i løbet af infiltrationen.

Ved tilsætning af salt i infiltrationsvandet er det observeret, at den hydrauliske ledningsevne reduceres hurtigere. Reduktionen begrundes af teorien, beskrevet i afsnit 15.1; ved tilstedeværelse af opløst salt i infiltrationsvandet, flokkulerer de organiske partikler. De større partikler tilstopper den øvre zone af jordsøjlen. Den dannede tilklogningzone reducerer yderligere jordens hydrauliske ledningsevne. Derudover forringes infiltrationsevnen, i takt med saltkoncentration øges op til 10 %.

Imidlertid er infiltrationsforsøget udført på cylindre med små dimensioner, hvor vandet blot er infiltreret igennem 5-6 *cm* fint filtersand og gennemstrømningsarealet er lille. Ydermere er der anvendt små vandvolumener. Længden af jordkolonnen, vandmængderne samt jordteksturen er derfor ikke fuldstændig sammenlignelige med et nedsivningsbassin.

Infiltrationsevnen blev eksperimentelt analyseret ved infiltrationsforsøg på "større skala", hvor infiltreringerne er udført igennem kolonnedybder, der er mere sammenlignelige med et nedsivningsbassin og hvor kolonnerne er pakket med jord fra et eksisterende nedsivningsbassin, hvorved en sammenlignelig jordtekstur og -struktur blev opnået.

Infiltrationsforsøget viste ikke nogen væsentlig reduktion i den hydrauliske ledningsevne. Saltet tilsat infiltrationsvandet har under de givne forhold, ikke påvirket tilklogningzonen, tilstrækkeligt i forhold til en synlig effekt.

Imidlertid kan det ikke udelukkes, at infiltrationsevnen reduceres i jordens øvre zone ved tilstedeværelse af vejsalt i nedsivningsvandet. Det er vurderet, at reduktionen i infiltrationsevnen ikke blev observeret i infiltrationsforsøget udført på "stor skala", da søvandets indhold af organisk stof samt saltkoncentrationen ikke har været tilstrækkelig, i forhold til at forøge partikelstørrelsen, således de tilstopper jordens porevolumen.

I infiltrationsanalyse nr. 2 (storskalaforsøget) er der infiltreret væsentlig større vandvoluminer igennem jorden end i infiltrationsanalyse nr 1. Vandvolumenerne i infiltrationsanalyse nr. 2 var ca. 6.000-10.000 *mm* pr. infiltration og i infiltrationsanalyse nr. 1 blev der infiltreret vandmænger på ca. 1.200-2.000 *mm* pr. infiltration.

Idet vejsalt opløst i nedsivningsvandet under de påkrævede betingelser; tilstrækkeligt organisk materiale, en høj saltkoncentration samt en jord med ringe hydraulisk evne, evt. kan begrænse infiltrationen igennem nedsivningsbassinets øvre zone, er det i forhold til funktionen af nedsivningsbassinerne vigtigt at sikre, at vejsalts påvirkning på partikeltilstanden samt dannelsen af tilklogninglaget på bassinoverfladen ikke indtræder.

Opstår effekten, medfører det øget risiko for at nedsivningsbassinet ikke fungerer optimalt. Nedsivningsbassinerne fungerer hensigtsmæssigt, så længe de er drænet og opfylder en acceptabel tømmetid. Funktionsproblemerne i nedsivningsbassinerne indtræder, idet tilklogninglaget dannes på overfladen af nedsivningsjorden, hvorved der evt. står et permanent vandspejl i de dele af nedsivningsbassinet, hvor tilklogninglaget er dannet [Vollertsen et al., 2012].

Det er vurderet at sandsynligheden for at salt vil reducere transporten af overfladevand er lille, grundet lav koncentrationen af organisk materiale i vinterperioden og at nedsivningsjordens hydrauliske ledningsevne er for høj, til at de flokdannede partikler kan tilstoppe gennemstrømningsarealet.

Det kan dog ikke helt udelukkes at tilstedeværelsen af vejsalt kan give problemer med infiltrering af overfladevand, det afhænger af jordens hydrauliske ledningsevne, koncentrationen af salt og organisk materiale.

Problemstillingen med salts reducerende effekt på hydraulisk ledningsevne kan også give problemer i andre typer af nedsivningsanlæg, eksempelvis faskiner, hvis de rigtige forhold er tilstede.

Før en entydig og endelig konklusion kan drages, anbefales flere eksperimentelle undersøgelser af infiltrationen igennem nedsivningsbassiner.

# **Del IV**

# Konklusion

# 19 Konklusion

Ved etablering af nedsivningsbassiner til håndtering af vejvand er især to jordparametre vigtige, for at en nedsivningsjord er egnet. Nedsivningsjorden skal have en god infiltrations- og stoftilbageholdelsesevne.

Analysen udført i kapitel 8 viste, at der er jordarter, hvor etablering af nedsivningsbassiner er mere fordelagtige end andre.

Ud fra danske jordarters egnethed til nedsivning er det konkluderet, at stoftilbageholdelsesevnen for Cd, Cu, Cr ,Ni, Pb og Zn er mindre i sandede jordarter end i de lerede jordarter, grundet lerpartiklers negativt ladede overflade kontra sands inerte partikeloverflade. Forhold der også medfører, at en jordart har en generelt god stoftilbageholdelsesevne er høj pH og tilstedeværelsen af organisk materiale.

Udover at sikre stoftilbageholdelsen i jorden, skal jorden samtidigt besidde gode hydrauliske egenskaber. Har jorden en ringe infiltrationsevne, vil det resultere i store bassinarealer som er dyre at etablere. Det vigtigste forhold der har indflydelse på jordarternes infiltrationsevne er jordens tekstur.

Analysen af jordarters egnethed viste, at der er gode nedsivningsmuligheder i Vestjylland. I Vestjylland er extramarginale aflejringer samt smeltevandssand og- grus de dominerende jordarter. Disse jordarter opfylder både en god infiltrations- og stoftilbageholdelsesevne overfor de vejrelaterede tungmetaller.

I Nordjylland er nedsivningsmuligheden generelt god da jordarterne morænesand og grus samt ferskvanddannelser, hvilke er udbredt i Nordjylland, er egnede jordarter.

På Fyn, Sjælland, Øerne og det østlige Jylland er moræneler den dominerende jordart. Det er vurderet at moræneler har høj tilbageholdelseseffektivitet overfor de vejrelaterede tungmetaller. Til gengæld er dens infiltrationsevne mindre egnet.

Andre forhold på lokaliteten der skal være til stede, for at sikre at nedsivningen sker fordelagtig i forhold til recipientbeskyttelse er faktorer som afstand til grundvandsspejl og jordens forureningsgrad.

Fra del-analyse 2 er det konkluderet at jordens stoftilbageholdelsesevne i høj grad er vigtig for en egnet nedsivningsjord. Infiltrationsforsøget, beskrevet i kapitel 12 viste, at nedsivningsjorden havde tilbageholdelseseffektiviteter på 62-99 % for vejrelaterede tungmetaller efter infiltrering igennem 1,5 m jordkolonne. De høje tilbageholdelseseffektiviteter blev anvendt til at bestemme transporten igennem jorden i nedsivningsbassinet. Analysen viste, at koncentrationen efter transporten igennem nedsivningsbassinet ikke udgør en potentiel forureningsrisiko for recipienten.

Analysen i 3. del viste, at organisk materiale i infiltrationsvandet reducerer nedsivningsjordens infiltrationsegenskaber. De organiske partiker i infiltrationsvandet tilstopper ved infiltration

.

jordens hulrum. Ved tilsætning af vejsalt i infiltrationsvandet, blev der observeret flokdannelse af de organiske partikler. De forstørrede organiske partikler medfører, at reduktionen af jordens infiltrationsevne forløb hurtigere. Vejsalt opløst i infiltrationsvandet kan ved indhold af tilstrækkeligt organisk materiale, høj saltkoncentration samt en nedsivningsjord med lav hydraulisk ledningsevne, begrænse infiltrationen igennem nedsivningsbassinets øverste jordzone

# Del V

# Litteraturliste

## Litteratur

- Arealinfo, 2006. Arealinfo. *Motorvejen tages i brug*, 2006. URL http://arealinformation.miljoeportal.dk/distribution/. Downloadet: 11-02-2014.
- Bentzen, 2005. Thomas Ruby Bentzen. Notat vedr. regn, rørdimensionering og bassindimensionering, primært i forbindelse med vejanlæg, 2005. URL http://vbn.aau.dk/files/13412546/Notat\_vedr.\_regn\_\_r\_rdimensionering\_og\_bassindimensionering. Downloadet: 18-05-2014.
- **Bentzen**, **2008**. Thomas Ruby Bentzen. *Accumulation of pollutants in highway detention ponds*. 2008.

Birgitte Marfelt, 2011. Ingeniøren Birgitte Marfelt. *Forsker: Regnvand fra tage og veje er for giftigt til kloakken*, 2011. URL http://ing.dk/artikel/forsker-regnvand-fra-tage-og-veje-er-giftigt-til-kloakken-123638. Downloadet: 12-11-2013.

Bundgaard og Klinge, 2006. Thomas Bundgaard og Lars Klinge. Store fine flokke, 2006.

Elliott og Chénier, 1999. B. Elliott og R. Chénier. PRIORITY SUBSTANCES LIST ASSESSMENT REPORT: Road Salts. 1999.

- **Escrivà, Jensen, Fuglsang, Bentzen, og Larsen, 2012**. Manuel Molina Escrivà, Ole Munch Jensen, Emil Ditz Fuglsang, Thomas Ruby Bentzen, og Torben Larsen. *Transport af forurenende stoffer via grundvandet fra nedsivningsbassin ved motorvej til recipient samt simulering af transporttid*. 2012.
- **Fuglsang, Bentzen, og Larsen, 2011**. Emil Dietz Fuglsang, Thomas Ruby Bentzen, og Torben Larsen. *Tungmetalforurening og nedsivningskapacitet i nedsivningsbassin på Rute 18, Midtjyske Motorvej syd for Herning*, 2011.
- Geodatastyrelsen, 2000. Miljøministeriet Geodatastyrelsen. *Nedbør: Hydraulisk ledningsevne*, 2000. URL http://download.kortforsyningen.dk. Downloadet: 04-03-2014.

GEUS, 2014a. GEUS. *Download af PCJupiter data*, 2014. URL http://data.geus.dk/JupiterWWW/downloadpcjupiter.jsp. Downloadet: 07-03-2014.

#### GEUS, 1995.

GEUS. Digitalt kort over Danmarks jordarter 1:200.000: Kortteknisk beskrivelse, 1995. URL http://www.geus.dk/departments/quaternary-marine-geol/map-cd-rom/beskriv\_200000.pdf Downloadet: 04-03-2014.

- GEUS, 2011. GEUS. GIS kort Danmark, Jordartskort 1:200.000, 2011. URL kortlink.dk/geus/efck. Downloadet: 05-03-2014.
- GEUS, 2014b. GEUS. BORERAPPORT-DGU arkivnr.: 75. 714, 2014. URL http://data.geus.dk/JupiterWWW/borerapport.jsp?borid=53316. Downloadet: 28-05-2014.
- GEUS, 2014c. GEUS. Digitalt kort over Danmarks jordarter 1:200.000, 2014. URL http://www.geodatabiblioteket.dk/index.php?option=content&task=view&id=51. Downloadet: 08-05-2014.
- GEUS, 2005. GEUS. Grundvand vandets kredsløb, 2005. URL http://www.geus.dk/DK/popular-geology/edu/viden\_om/grundvand/Sider/gv02-dk.aspx. Downloadet: 29-11-2013.
- GEUS, 2014d. GEUS. Søgning i boredata, 2014. URL http://data.geus.dk/JupiterWWW/index.jsp. Downloadet: 28-05-2014.
- Gyldendals Leksikon, 2013. DEN STORE DANSKE Gyldendals Leksikon. *Fotosyntese*, 2013. URL kortlink.dk/denstoredanske/efby. Downloadet: 28-11-2013.
- Hansen, 1970. Lorens Hansen. Jordtyper ved statens forsøgsstationer. 1970.
- Henze, Harremoës, Cour Jansen, og Arvin, 2006. Mogens Henze, Paul Harremoës, Jes la Cour Jansen, og Erik Arvin. *Teoretisk spildevandsrensning biologiske og kemiske processer*. 2006.
- Jensen, Bak, og Larsen, 1996. John Jensen, Jesper Bak, og Martin M. Larsen. *Tungmetaller i danske jorde*, 1996. URL kortlink.dk/dmu/efc2. Downloadet: 21-11-2013.
- Klimatilpasning, 2005. Klimatilpasning. *Nedbøren i Danmark fra 1874 til i dag*, 2005. URL kortlink.dk/klimatilpasning/efc3. Downloadet: 25-02-2014.
- Loll og Møldrup, 2000. Per Loll og Per Møldrup. Soil Characterization and Polluted Soil Assessment. 2000.
- Malvern, 2013. Malvern. *Derjaguin, Landau, Verwey and Overbeek theory (DLVO theory)*, 2013. URL kortlink.dk/malvern/efc4. Downloadet: 18-11-2013.
- Miljøministeriet, 1995. Miljøministeriet. Udpegning af områder med særlige drikkevandsinteresser, 1995. URL kortlink.dk/mst/efcs. Downloadet: 08-06-2014.

Miljøministeriet, 2014. Miljøministeriet. Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg, 2014. URL

https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=138647. Downloadet: 02-04-2014.

- Miljøministeriet, 2011a. Miljøministeriet. Lov om ændring af lov om naturbeskyttelse, lov om planlægning, lov om vandløb og forskellige andre love, 2011. URL https://www.retsinformation.dk/Forms/r0710.aspx?id=137501. Downloadet: 21-05-2014.
- Miljøministeriet, 2010. Miljøministeriet. Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet, 2010. URL https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=132956. Downloadet: 12-01-2014.
- Miljøministeriet, 2011b. Miljøministeriet. Vejledning om 25 meters beskyttelseszone omkring indvindingsboringer, jf. miljøbeskyttelseslovens § 21 b, jf. § 64 c, 2011. URL kortlink.dk/naturstyrelsen/efc6. Downloadet: 21-05-2014.
- Miljøstyrelsen, 2014. Miljøstyrelsen. Drikkevandsinteresser, 2014. URL http://www.geodatabiblioteket.dk/index.php?option=content&task=view&id=55. Downloadet: 08-05-2014.
- Miljøstyrelsen, 2005. Miljøministeriet: Miljøstyrelsen. Undersøgelse af eksisterende viden om tilbageholdelse og nedbrydning af PAH og TBT samt tilbageholdelse af sporelementer/tungmetaller til brug ved risikovurdering af kystnære depoter, 2005. URL kortlink.dk/mst/efc7. Downloadet: 14-11-2013.

Peter Voergaard, 2012. BT Peter Voergaard. Se rædsels-kortet: Her er de værste danske motorveje, 2012. URL http://www.bt.dk/danmark/se-raedsels-kortet-her-er-de-vaerste-danske-motorveje. Downloadet: 12-11-2013.

- **Spitz og Moreno**, **1996**. Karlheinz Spitz og Joanna Moreno. *A Practical Guide to Groundwater and Solute Transport*. 1996.
- U.S Environmental protection agency, 2012. U.S Environmental protection agency. *Understanding Variation in Partition Coefficient, Kd, Values*, 2012. URL http://www.epa.gov/rpdweb00/cleanup/402-r-99-004.html. Downloadet: 1-06-2014.
- **Vejdirektoratet.dk**, **2012a**. Vejdirektoratet.dk. *Statistik for års døgn trafik (ÅDT) for centrale vejstrækninger i Danmark*, 2012. URL kortlink.dk/vejdirektoratet/efc8. Downloadet: 27-11-2013.
- **Vejdirektoratet.dk**, **2012b**. Vejdirektoratet.dk. *Vinteren koster*, 2012. URL kortlink.dk/vejdirektoratet/efc9. Downloadet: 26-11-2013.

**Vollertsen, Hvitved-Jacobsen, og Nielsen, 2012**. Jes Vollertsen, Thorkild Hvitved-Jacobsen, og Asbjørn Haaning Nielsen. *Større anlæg til overfladenedsivning af separat regnvand*, 2012. URL

http://separatvand.dk/download/BAGGRUNDSRAPPORT\_Overfladenedsivning.pdf. Downloadet: 21-11-2013. Del VI Bilag

# A Beskrivelse af jordarter

Dette bilag indeholder en beskrivelse af de syv analyserede jordarters aflejringsperiode, kornstørrelse og hvor i landet de primært er repræsenteret.

De syv jordarter er alle aflejringer fra den kvartære periode og kan tidsmæssigt inddeles i grupperne; holocæne aflejringer og pleistocæne aflejringer. De holocæne aflejringer repræsenterer aflejringer yngre end 10.000 år. Disse kan være knyttet til afslutningen af den seneste istid. De pleistocæne aflejringer er ældre end 10.000 år og præget af den glaciale aktivitet [GEUS, 1995].

### Ekstramaginale aflejringer

Aflejringsperiode: Pleistocæne aflejring.

Partikeltype: Ekstramaginale aflejringer er en sammensætning af sand og grus. Afsætningen fandt sted ved tilbagesmeltningen af isen. Extramarginale aflejringer kan være stamme fra nedskyllet materiale og afsat i lavninger efter isens tilbagetrækning.

Primære placering: Aflejringerne eksisterer på hedesletterne Grindsted, ved Tinglev uden for Hovedopholdslinien og Karup.

### Ferskvandsdannelse

Aflejringsperiode: Holocæne aflejring.

Partikeltype: Ferskvandsdannelse indeholder organiske aflejringer (højt indhold af tørv og gytje) samt mineralske sand og lerpartikler.

Primære placering: Ferskvandsdannelse er beliggende ved nuværende og tidligere vandløbssystemer og søområder samt større forsumpningsområder enten knyttet til tidligere havbundsområder eller vandskelsmoser.

### Flyvesand

Aflejringsperiode: Holocæne aflejring.

Partikeltype: Flyvesand er finkornet og velsorteret sand.

Primære placering: Flyvesand er dominerende ved Vestkysten og Kattegatkysten, men forekommer også inde i landet som lave sandrygge og svage sand lavninger og er aflejret på det glaciale landskab. Den glaciale periode er en lille del af kvartærperioden, hvor gletscherne bredte sig.

### Moræneler

Aflejringsperiode: Pleistocæne aflejring.

Partikeltype: Moræneler består af en sandet og silt ler og indeholder spredte store sten og blokke. Materialet stammer fra ældre, sandede og lerede aflejringer samt andre sedimenter.

Primære placering: Moræneler er den dominerende jordart på Fyn, Sjælland, den vestlige del af Jylland og Øerne.

#### Morænesand og grus

Aflejringsperiode: Pleistocæne aflejring.

Partikeltype: Morænesand og grus findes som en siltet og sandet ler med spredte store sten og blokke. Materialet er usorteret, oparbejdet materiale fra ældre, sandede og lerede aflejringer samt andre sedimenter fra det danske områder.

Primære placering: Morænesand og grus er udbredt i Himmerland og Nordjylland.

### **Smeltevandssand og -grus**

Aflejringsperiode: Pleistocæne aflejring.

Partikeltype: Smeltevandssand og -grus er en svær jordart at kategorisere, da den i litteraturen beskrives som "dårligt sorteret sand og grus afsat af smeltevandsfloder". Endvidere er sandet lagdelt og krydslejret, og kan stedvis være stærkt forstyrret af senere isoverskridelser. Grusfore-komsterne kan optræde som aflange bakker, dannet af smeltevandsaflejringer, såvel i det yngre som det ældre istidslandskab (bakkeøerne).

Primære placering: Smeltevandssand og -grus ses dominerende i Himmerland. Smeltevandssand og grus eksisterer som israndsstrøg bl.a. Vejrhøjbuerne, Mols Bjerge, Fynske Alper, Nordmors, på Fur samt ved Hundborg i Thy.

### Ældre havaflejringer

Aflejringsperiode: Pleistocæne aflejring.

Partikeltype: Jordarten består af marint silt, ler og fint sand. Jordarten er aflejret i det senglaciale arktiske Yoldiahav.

Primære placering: Ældre havaflejringer er lokaliseret i store dele af Vendsyssel.

Beskrivelsen af jordarterne er på baggrund af GEUS [1995].
### Analyse af årstidsvariationen i grund-Vandsstanden

I dette bilag er årstidsvariationen af grundvandsstanden målt i pejleboring nr. 75.714 ved Karup analyseret. Formålet er at give en indikation for, hvor store afvigelser der kan forekomme i grundvandsstaden i løbet af året.

Årstidsvariationen i grundvandsstanden er estimeret ud fra en tidsserie, hvor grundvandsstanden er målt i meter under terræn i pejleboringen ved Karup. Tabel B.1 viser minimums- og maksimumsafstanden samt differencen mellem disse, målt i pejleboringen i Karup til forskellige år.

År	2002	2003	2004	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Min. vandstand [ <i>m</i> ]	4,4	5,2	5,2	5,0	5,2	5,1	4,9	4,7	4,8
Maks. vandstand [ <i>m</i> ]	5,2	5,7	5,7	5,6	5,6	5,6	5,3	5,6	5,1
Difference vandstand [ <i>m</i> ]	0,8	0,6	0,5	0,6	0,4	0,5	0,4	0,9	0,3

Tabel B.1: Årstidsvariationer i grundvandsstanden målt pejleboring nr. 75.714 ved Karup. EUREF89 koordinater for placering af pejleboring (506.895,159, 6.238.665,863) [GEUS, 2014b].

Figur B.1 viser et eksempel på en af de anvendte tidsserier for grundvandsstanden målt i *m* under terræn i perioden 01-01-2013 til 01-01-2014.

#### Pejleboring nr. 75.714: Karup



Figur B.1: Tidsserie for grundvandsstand angivet i *m* under terræn målt i en pejleboring nr. 75.714 i Karup i perioden 01-01-2013 til 01-01-2014. EUREF89 koordinater for placering af pejleboring (506.895,159, 6.238.665,863) [GEUS, 2014b].

Figur B.1 viser, at grundvandsstanden varierer ca. 90 *cm* fra februar, hvor grundvandsspejlets står højest til oktober, hvor grundvandsstanden er målt mindst.

Tabel B.1 indikerer, at grundvandstanden har varieret 30-90 *cm* i de analyserede år. Karup ligger midt inde i landet, hvor det formodes at grundvandsstanden varierer mest. Grundvandsstandens variation over året kan dog varierer meget både lokalt og regionalt. F.eks. forekommer der hyppigt en mindre årstidsvariation nær kysterne. Derudover har typen af grundvandsmagasin samt vejrforholdene betydning for grundvandsstanden.

Ud fra analysen af variationerne i grundvandsstanden er det vurderet, at der ved anvendelse af kort 6.2 bør tages højde for, at grundvandsvariation varierer lokalt.

### C Laboratoriearbejde til analyse af nedsivningspotentialet

I laboratoriet er der udført to analyser, med det formål at give en detaljeret beskrivelse af de 22 jordprøver. Jo flere informationer om jordprøverne der kan gives jo mere anvendelig bliver den videre kortlægning.

I laboratoriet er der udført:

- Glødetab
- Sigteanalyse

#### C.1 Glødetab

Mængden af organisk materiale er analyseret, da dette har betydning for adsorbtionen af tungmetaller. Det organiske materiale påvirker adsorptionen, da de organiske molekylers overflade er negativt ladet og kan udveksle kationer. Samtidig har organisk materiale et relativt højt reaktivt overfladeareal [Loll og Møldrup, 2000]. Det organiske materiale er bestemt ved glødetab i laboratoriet. Andelen af det organiske materiale i de 22 jordprøver er vist i tabel C.1.

Prøve nr	Jordart	Organisk materiale [%]
4	Extramarginale aflejringer	0,8563
3	Extramarginale aflejringer	1,0033
1	Extramarginale aflejringer	1,2576
5	Extramarginale aflejringer	1,2765
2	Extramarginale aflejringer	1,4006
6	Ferskvandsdannelse	5,0969
7	Flyvesand	0,4835
8	Moræneler	1,8252
9	Moræneler	3,1059
10	Morænesand og grus	1,0037
12	Morænesand og grus	1,3165
13	Morænesand og grus	1,4755
11	Morænesand og grus	2,5374
15	Muldjord	5,1307
14	Smeltevandsand og grus	0,7095
18	Smeltevandssand og grus	1,0104
19	Smeltevandssand og grus	1,5297
16	Smeltevandssand og grus	1,6546
17	Smeltevandssand og grus	1,7615
20	Smeltevandssand og grus	2,5213
22	Ældre havaflejringer	0,6093
21	Ældre havaflejringer	0,6769

Tabel C.1: Andelen af organisk materiale i de 22 jordprøver. \* = muldjord fra 15-20 cm dybde.

Andel af organisk materiale varierer fra 0,4835 til 5,1307 %. Prøve 15 er udtaget i rodzonen, så det var forventeligt, at denne prøve indeholdt en stor mængde organisk materiale. Indholdet af organisk materiale ligger for danske jorde mellem 0,1 til 5 %, hvilket stemmer fint overens med resultatet af glødetabet for de 22 jordprøver vist i tabel C.1 [Loll og Møldrup, 2000]. Det høje indhold af organisk materiale i prøve 6, ferskvandsdannelse, skyldes at ferskvandsdannelse er en sammensætning af organisk materiale og mineralske korn (ler og sand) [GEUS, 1995].

#### C.2 Sigteanalyse

Sigteanalysen har til formål at beskrive kornstørrelsesfordelingen. Sigteanalysen giver indblik i, hvilken jordtype jordprøven indeholder, således variationen af jordprøvernes sammensætning beskrives. Eksempelvis forventes det, at morænelers tekstur er bestående af fine og små partikler. Stemmer jordteksturen ikke overens med det forventelige, kan der stilles spørgsmålstegn til, om den udtagnet jordprøve repræsenterer jordarten.

Kornstørrelsesfordelingen er lavet ud fra ISSS standarden (the International Soil Science Society). ISSS standarden har følgende kornstørrelsesfordeling:

Ler	0,0001 - 0,002 [ <i>mm</i> ]
Silt	0,0020 - 0,020 [ <i>mm</i> ]
Fint sand	0,0200 - 0,200 [ <i>mm</i> ]
Groft sand	0,2000 - 2,000 [ <i>mm</i> ]
Grus	2,0000 - 10,000 [ <i>mm</i> ]

Tabel C.2: Kornstørrelsesfordelingen ud fra ISSS standarden (the International Soil Science Society)

Ud fra kornstørrelsesfordelingen fås en beskrivelse af de 22 jordprøvers teksturer.

I tabel C.3 er kornstørrelsesfordelingen og  $d_{50}$  for jordprøverne vist.  $d_{50}$  er den sigtestørrelse (maskevidde), hvor 50 % af prøven kan passere.

Prøve	Jordart	Grus	Groft sand	Fint sand	Silt + ler	$d_{50}$
nr.		[%]	[%]	[%]	[%]	[mm]
1	Extramarginale aflejringer	2	46	50	2	0,207
2	Extramarginale aflejringer	12	56	29	3	0,352
3	Extramarginale aflejringer	1	23	69	7	0,139
4	Extramarginale aflejringer	0	72	26	1	0,344
5	Extramarginale aflejringer	8	85	7	1	0,429
6	Ferskvandsdannelse	7	20	63	10	0,136
7	Flyvesand	0	91	9	0	0,391
8	Moræneler	1	26	21	53	0,060
9	Moræneler	2	25	23	50	0,062
10	Morænesand og grus	10	39	40	10	0,209
11	Morænesand og grus	28	25	29	18	0,283
12	Morænesand og grus	14	62	21	3	0,323
13	Morænesand og grus	6	86	8	0	0,452
15	Muldjord	12	42	35	12	0,243
14	Smeltevandssand og grus	10	81	7	2	0,499
16	Smeltevandssand og grus	14	39	43	4	0,239
17	Smeltevandssand og grus	22	53	21	4	0,359
18	Smeltevandssand og grus	5	36	39	19	0,169
19	Smeltevandssand og grus	8	70	16	6	0,340
20	Smeltevandssand og grus	32	42	21	5	0,538
21	Ældre havaflejringer	1	4	93	2	0,071
22	Ældre havaflejringer	0	23	75	2	0,151

Tabel C.3: Kornstørrelsesfordelingen i procent for de 22 jordprøver.

Kornstørrelsesfordelingen vist i tabel C.3 har for hver jordart nogenlunde samme fordeling af kornstørrelserne.

## D Bassindimensionering

Bassinarealerne ønskes dimensioneret for en gentagelsesperiode for overløb på 5 år samt en konstant bassindybde på 1 *m*. Nedsivningsraten er fastsat til den hydrauliske ledningsevne målt i felten, vist i tabel 7.2.

For en bassindybde på 1 m er bassinarealet lig med bassinvolumenet. Bassinvolumenet bestemmes ved ligning (D.1).

$$Vol = (Q_{ind} - Q_{ud}) \cdot t_r \tag{D.1}$$

hvor:

Vol	Bassinvolumen	$[m^{3}]$
$Q_{ind}$	Indløbsvandføringen til bassinet	$[m^{3}/s]$
$Q_{ud}$	Udløbsvandføringen fra bassinet,	$[m^3/s]$

[Bentzen, 2005]

Indløbsvandføringen til bassinet afhænger af det befæstede areal, regnintensiteten og regnvarigheden. Ved ligning (D.2) beregnes regnintensiteten.

 $i = c \cdot t_r^{-\alpha} \tag{D.2}$ 

hvor:

iRegnintensiteten[l/(sha)] $t_r$ Regnvarigheden[s] $\alpha$ Konstant[-]cKonstant[-]

[Bentzen, 2005]

For ligning (D.2) ligger gyldighedsområdet for en gentagelsesperiode for overløb på 5 år på regnvarigheder i intervallet 15 min til 4 døgn [Bentzen, 2005]. Konstanten c og  $\alpha$  sættes til hhv. 28070 og 0,76, grundet gentagelsesperioden for overløb på 5 år.

Udløbsvandføringen,  $Q_{ud}$  sættes lig med den hydrauliske ledningsevne,  $K_{felt}$  multipliceret med bassinets areal,  $A_{bassin}$ .

Indløbsvandføringen beskrives som regnintensiteten fundet i ligning (D.2) mutipliceret med det befæstede areal. Ligning (D.1) bliver ved indsætning af indløbsvandføringen til ligning (D.3).

$$Vol = (c \cdot t_r^{-\alpha} \cdot F_{red} - Q_{ud}) \cdot t_r \tag{D.3}$$

[Bentzen, 2005]

Den regnvarighed der giver det største bassinvolumen ønskes bestemt. Eftersom c,  $\alpha$  og  $F_{red}$  alle er konstanter kan ligning (D.1) differentieres og den største værdi af regnvarigheden kan beregnes. Den maksimale værdi af  $t_r$  beregnes ved ligning (D.4).

$$t_{r,max} = \left(\frac{-c \cdot (\alpha - 1) \cdot F_{red}}{Q_{ud}}\right)^{\frac{1}{\alpha}}$$
(D.4)

[Bentzen, 2005]

Ved kendskab til den maksimale regnvarighed, kan det tilhørende volumen beregnes ved ligning (D.3).  $t_{r,max}$  er estimeret for forskellige bassinarealer. Det bassinareal hvorved en bassindybde på 1 *m* er opnået er valgt som dimension. Bassinarealerne beregnet for de 22 scenarier er vist i tabel 8.1.

I 2 ud af de 22 beregnede scenarier blev regnvarigheden beregnet udenfor gyldighedsområdet. Regnvarigheden for jordprøve 3 og 7 blev estimeret mindre end 15 *min*. Derfor er der til beregning af bassinarealet for prøve 3 og 7 anvendt en regnvarighed på 5 *min* hvorved intensiteten bliver  $260 l/(s \cdot ha)$ .

# Transportmodel til estimering af jordarters stoftilbageholdelsesevne

Dette bilag indeholder en gennemgang af transportmodellen samt opsætningsparametrene, anvendt til at bestemme jordarternes tilbageholdelseseffektiviteter overfor tungmetaller. Transportmodellen har til formål at beregne den vertikale transport efter 20 års nedsivning igennem 5 m for de 22 nedsivningsscenarier opstillet i afsnit 8.2.

Den analytiske transportmodel er opstillet som en general løsning til den styrende ligning for stoftransporten. Den styrende ligning for stoftransport er givet ved ligning (E.1).

$$R\frac{\partial C_l}{\partial^2 t} = D\frac{\partial^2 C_l}{\partial z^2} - u\frac{\partial C_l}{\partial z} - K \cdot C_l$$
(E.1)

hvor:

$C_l$	Koncentration af opløst stof	[mg/l]
R	Tilbageholdelses faktor	[-]
K	Nedbrydningsrate	$[ar^{-1}]$
и	Porevandshastigheden	[m/ar]
D	Dispersions faktor	$[m^2/ar]$
t	Tid	[år]
Z.	Sted	[m]

[Loll og Møldrup, 2000]

For at finde den generelle løsning til den styrende ligning for stoftransporten, er følgende begyndelses- og randbetingelser opstillet.

#### Betingelser

	$C_{l} = 0$	for t	=0	og	$z \ge 0$
Start- og randbetingelser:	$C_l = C_0$	for t	$\geq 0$	og	z = 0
	$\frac{\partial C_l}{\partial z} = 0$	for t	$\geq$ t	og	$z \to \infty$

 $C_0$  er startkoncentrationen i jorden.

Første betingelse angiver, at jordens baggrundskoncentration er 0 mg/l. Anden betingelse angiver, at koncentrationen til tiden 0 år og afstanden 0 m er startkoncentrationen. Sidste betingelse angiver at koncentrationsgradienten igennem et jordlag er nul.

#### Den generelle løsning til transportligningen

Den analytiske løsning til (E.1) er givet ved:

$$C_l(z,t) = C_0 \cdot E(z,t) \tag{E.2}$$

 $C_l(z,t)$ Koncentrationen i en givet dybde til en bestemt tid[mg/l] $C_0$ Startkoncentration af opløst stof[mg/l]

E(z,t) beregnes ved:

$$\frac{1}{2} \cdot exp(\frac{(1-N_b) \cdot u \cdot z}{2 \cdot D}) \cdot erfc(\frac{R \cdot z - N_b \cdot u \cdot t}{\sqrt{4 \cdot D \cdot R \cdot t}}) + exp(\frac{(1+N_b) \cdot u \cdot z}{2 \cdot D}) \cdot erfc(\frac{R \cdot z + N_b \cdot u \cdot t}{\sqrt{4 \cdot D \cdot R \cdot t}})$$

hvor

 $N_b$  | Bionedbrydning [ $ar^{-1}$ ]

[Loll og Møldrup, 2000]

Da metallerne er konservative stoffer sættes nedbrydningsraten, K til 0  $ar^{-1}$ , hvilket medfører at  $N_b=1$ .

Ligning (E.2) er anvendt til at estimere den 1-dimensionale transport af de vejrelaterede tungmetaller efter 20 år igennem 5 m umættede zone. Transporten er estimeret således, at forureningen fra motorvejen er kontinuerlig.

For at kunne beregne stoftransporten igennem jorden, er de parametre der indgår i modellen bestemt.

#### E.1 Fastsættelse af parametre til estimering af stoftransport

Med henblik på at estimere stoftransporten er følgende parametre fastsat.

- *u* : Porevandshastigheden
- *R* : Tilbageholdelsesfaktor
- D : Dispersionsfaktor
- C<sub>0</sub> : Startkoncentration af opløst stof

#### Porevandshastigheden

Porevandshastigheden i den umættede zone er styret af darcyhastigheden og den effektive porøsitet.

$$u_{um} = \frac{V_{darcy,um}}{\phi_{eff,um}} \tag{E.3}$$

Vandhastigheden igennem den umættede zone varierer med vandindholdet, men for at forsimple beregningen, er en konstant vandhastighed anvendt. Darcyhastigheden,  $V_{darcy,um}$  er fastsat som den hydrauliske belastning til nedsivningsbassinet på 49,5 m/år.

Værdier for jordprøvernes effektive porøsiteter er fundet fra "Jordtyper ved Statens Forsøgsstationer" [Hansen, 1970]. En sammenligning af jordprøvernes kornstørrelsesfordeling ligger til grund for udvælgelsen af den effektive porøsitet, hvor den effektive porøsitet er fundet ud fra andelen af det mellemstore porevolumen (0,2 - 30  $\mu$ m) og det store porevolumen (>30  $\mu$ m). De anvendte effektive porøsiteter er vist i tabel E.2.

#### Tilbageholdelsesfaktor

Tilbageholdelsesfaktoren, R er beregnet ved ligning (E.4).

$$R = 1 + \frac{\rho_b \cdot K_d}{\theta} \tag{E.4}$$

hvor

$\rho_b$	Densiteten af tørt jord (bulk densiteten)	$[g/cm^3]$
$K_d$	Sorptionskoefficienten	[ml/g]
θ	Porøsiteten	[-]

[Loll og Møldrup, 2000]

Densiteten af tørt jord og porøsiteten er angivet i tabel E.2. Værdierne for jordprøvernes porøsiteter og densitet er fundet fra "Jordtyper ved Statens Forsøgsstationer" [Hansen, 1970]. Sorptionskoefficienten,  $K_d$  er bestemt eksperimentelt ved sorptionsforsøget beskrevet i afsnit 7.3. De anvendte sorptionskoefficienter er vist i tabel 7.4. Det skal gøres opmærksom på, at sorptionskoefficienterne er korrigeret således de er repræsentative for pH 7,5.

#### Dispersionsfaktor

Dispersionsfaktoren, D er givet ved formel (E.5).

$$D = \tau \cdot u_{um} \tag{E.5}$$

[Loll og Møldrup, 2000]

 $\tau$  er dispersiviteten, hvilket beregnes som 10 % af afstanden [Spitz og Moreno, 1996].

#### Startkoncentration af opløst stof

Startkoncentrationerne af de seks tungmetaller er indløbskoncentrationen til nedsivningsbassinet vist i tabel 8.4.

#### Parametre

Parametrene til beregning af de 22 transportscenarier er vist tabel E.1.

Parameter	Talværdi	Enhed
Transportlængde (l)	5,00	т
Darcyhastighed (v)	49,50	m/år
Porevandshastighed $(u_v)$	339,04	m/år
Dispersivitet $(\tau)$	0,50	т
Dispersionsfaktor (D)	169,52	$m^2/ar$

Tabel E.1: Parametre anvendt til estimering af de 22 transportscenarier til bestemmelse af jordarternes tilbageholdelseseffektiviteter.

I tabel E.2 er de anvendte jordparametre for hver jordprøve vist.

Iordprøve	Iordart	θ.cc[-]	θ[-]	$\cap h$
1	Ekstramarginale afleiringer	0.347	0 368	1 71
1	Ekstramarginale affeiringer	0,347	0,300	1,71
2	Ekstramarginale anejringer	0,571	0,454	1,5
3	Ekstramarginale aflejringer	0,268	0,441	1,39
4	Ekstramarginale aflejringer	0,371	0,434	1,50
5	Ekstramarginale aflejringer	0,353	0,429	1,44
6	Ferskvvandsdannelse	0,35	0,42	1,50
7	Flyvesand	0,353	0,429	1,44
8	Moræneler	0,2	0,38	1,69
9	Moræneler	0,2	0,38	1,69
10	Morænesand og grus	0,392	0,463	1,44
11	Morænesand og grus	0,297	0,399	1,55
12	Morænesand og grus	0,413	0,435	1,51
13	Morænesand og grus	0,409	0,481	1,36
15	Muldjord	0,392	0,463	1,44
14	Smeltevandssand og grus	0,409	0,481	1,36
16	Smeltevandssand og grus	0,347	0,368	1,71
17	Smeltevandssand og grus	0,413	0,435	1,51
18	Smeltevandssand og grus	0,297	0,399	1,55
19	Smeltevandssand og grus	0,413	0,435	1,51
20	Smeltevandssand og grus	0,413	0,435	1,51
21	Ældre hav	0,366	0,435	1,58
22	Ældre hav	0,268	0,441	1,39

Tabel E.2: Effektive porøsiteter ( $\theta_{eff}$ ), porøsiteter ( $\theta$ ) og densitet ( $\rho b$ ) til estimering af tilbageholdelseseffektiviteter.

### F Korrelation af sorptionsevnen

Dette bilag indeholder korrelationen mellem kornstørrelsen  $(d_{50})$  og sorptionen  $(K_d)$  samt korrelationen mellem organisk materiale (OM) og sorptionen  $(K_d)$ .

I tabel F.1, F.2 og F.3 er korrelationen mellem jordprøvens kornstørrelse ( $d_{50}$ ) og sorptionsevne ( $K_d$ ), samt korrelationskoefficienten mellem jordprøvens organiske indhold (OM) og sorptionsevne ( $K_d$ ) for Cd, Cr, Cu, Ni, Pb og Zn vist. I tabellerne er værdien af  $K_d$  listet fra mindste til største.

Cadmium				Krom			
Prøve	$d_{50}$	OM	$K_d$	Prøve	$d_{50}$	OM	K <sub>d</sub>
nr.	[mm]	[%]	[l/kg]	nr.	[mm]	[%]	[l/kg]
7	0,391	0,4835	0,50	7	0,391	0,4835	195,12
14	0,499	0,7095	0,90	22	0,151	0,6093	578,12
4	0,344	0,8563	1,72	5	0,429	1,2765	581,04
5	0,429	1,2765	2,18	4	0,344	0,8563	600,67
19	0,340	1,5297	2,86	19	0,340	1,5297	623,50
2	0,352	1,4006	3,21	14	0,499	0,7095	636,04
22	0,151	0,6093	3,71	18	0,169	1,0104	1355,49
21	0,071	0,6769	6,25	1	0,207	1,2576	1390,69
3	0,139	1,0033	8,28	3	0,139	1,0033	1393,64
18	0,169	1,0104	9,53	2	0,352	1,4006	1419,97
13	0,452	1,4755	11,23	11	0,283	2,5374	1431,16
16	0,239	1,6546	18,95	21	0,071	0,6769	1512,07
1	0,207	1,2576	25,25	12	0,323	1,3165	1525,58
17	0,359	1,7615	27,93	13	0,452	1,4755	1531,94
10	0,209	1,0037	28,26	17	0,359	1,7615	1656,74
12	0,323	1,3165	36,83	16	0,239	1,6546	1996,20
11	0,283	2,5374	53,59	10	0,209	1,0037	2070,43
8	0,060	1,8252	109,39	20	0,538	2,5213	2227,70
9	0,062	3,1059	121,93	8	0,060	1,8252	2327,21
20	0,538	2,5213	319,33	15	0,243	5,1307	2456,76
15	0,243	5,1307	1276,74	6	0,136	5,0969	3561,57
6	0,136	5,0969	1669,21	9	0,062	3,1059	3604,11
$r^2$	0,032	0,796			0,216	0,579	

Tabel F.1: Korrelationen ( $r^2$ ) ml. kornstørrelsen ( $d_{50}$ ) og sorptionsevne ( $K_d$ ) samt korrelationen ml. indholdet af organisk stof og sorptionsevne ( $k_d$ ).

	K	obber			N	ikkel	
Prøve	$d_{50}$	OM	$K_d$	Prøve	$d_{50}$	OM.	$K_d$
nr.	[mm]	[%]	[l/kg]	nr.	[mm]	[%]	[l/kg]
14	0,499	0,7095	4,37	7	0,391	0,4835	-0,22
7	0,391	0,4835	6,94	19	0,340	1,5297	0,09
19	0,340	1,5297	12,32	5	0,429	1,2765	0,56
22	0,151	0,6093	16,22	14	0,499	0,7095	1,34
2	0,352	1,4006	23,34	2	0,352	1,4006	2,20
18	0,169	1,0104	27,62	4	0,344	0,8563	2,53
4	0,344	0,8563	33,65	21	0,071	0,6769	3,18
5	0,429	1,2765	49,66	22	0,151	0,6093	3,45
21	0,071	0,6769	56,15	18	0,169	1,0104	6,04
3	0,139	1,0033	79,41	13	0,452	1,4755	6,92
13	0,452	1,4755	82,86	3	0,139	1,0033	7,00
16	0,239	1,6546	90,66	16	0,239	1,6546	9,34
17	0,359	1,7615	217,93	17	0,359	1,7615	12,90
12	0,323	1,3165	223,16	10	0,209	1,0037	16,96
10	0,209	1,0037	225,01	11	0,283	2,5374	17,17
1	0,207	1,2576	251,07	1	0,207	1,2576	18,28
9	0,062	3,1059	263,60	12	0,323	1,3165	28,06
8	0,060	1,8252	268,80	8	0,060	1,8252	90,32
11	0,283	2,5374	408,32	9	0,062	3,1059	94,49
20	0,538	2,5213	434,84	20	0,538	2,5213	151,75
6	0,136	5,0969	676,91	6	0,136	5,0969	361,82
15	0,243	5,1307	1223,33	15	0,243	5,1307	375,16
$r^2$	0,021	0,804			0,034	0,862	

Tabel F.2: Korrelationen  $(r^2)$  ml. kornstørrelsen  $(d_{50})$  og sorptionsevne  $(K_d)$  samt korrelationen ml. indholdet af organisk stof og sorptionsevne  $(k_d)$ .

Bly				Zink			
Prøve	$d_{50}$	OM	$K_d$	Prøve	$d_{50}$	OM	$K_d$
nr.	[mm]	[%]	[l/kg]	nr.	[mm]	[%]	[l/kg]
7	0,391	0,4835	53,19	7	0,391	0,4835	-0,52
14	0,499	0,7095	135,23	5	0,429	1,2765	-0,22
4	0,344	0,8563	182,34	2	0,352	1,4006	0,01
5	0,429	1,2765	183,36	19	0,340	1,5297	0,03
19	0,340	1,5297	322,88	4	0,344	0,8563	0,31
2	0,352	1,4006	323,25	22	0,151	0,6093	0,38
22	0,151	0,6093	478,61	14	0,499	0,7095	0,41
21	0,071	0,6769	621,33	21	0,071	0,6769	1,19
3	0,139	1,0033	958,69	3	0,139	1,0033	1,78
1	0,207	1,2576	1170,92	18	0,169	1,0104	3,12
18	0,169	1,0104	1185,51	13	0,452	1,4755	3,60
13	0,452	1,4755	1251,74	16	0,239	1,6546	4,53
16	0,239	1,6546	1699,26	17	0,359	1,7615	5,33
9	0,062	3,1059	2131,98	1	0,207	1,2576	7,35
20	0,538	2,5213	2165,57	10	0,209	1,0037	10,28
10	0,209	1,0037	2240,43	12	0,323	1,3165	13,61
12	0,323	1,3165	2710,22	11	0,283	2,5374	14,12
6	0,136	5,0969	3167,45	8	0,060	1,8252	75,17
17	0,359	1,7615	3171,61	9	0,062	3,1059	83,60
8	0,060	1,8252	3285,93	20	0,538	2,5213	155,90
11	0,283	2,5374	3517,11	15	0,243	5,1307	259,96
15	0,243	5,1307	9235,04	6	0,136	5,0969	571,48
$r^2$	0,039	0,617			0,040	0,737	

Tabel F.3: Korrelationen  $(r^2)$  ml. kornstørrelsen  $(d_{50})$  og sorptionsevne  $(K_d)$  samt korrelationen ml. indholdet af organisk stof og sorptionsevne  $(k_d)$ .

#### F.1 Kornstørrelsens korrelation for sorption



Figur F.1: Korrelationen mellem kornstørrelsen  $(d_{50})$  og sorptionen  $(K_d)$  for Cd.



Figur F.2: Korrelationen mellem kornstørrelsen  $(d_{50})$  og sorptionen  $(K_d)$  for Cr.



Figur F.3: Korrelationen mellem kornstørrelsen  $(d_{50})$  og sorptionen  $(K_d)$  for Cu.



Figur F.4: Korrelationen mellem kornstørrelsen  $(d_{50})$  og sorptionen  $(K_d)$  for Ni.



Figur F.5: Korrelationen mellem kornstørrelsen  $(d_{50})$  og sorptionen  $(K_d)$  for Pb.



Figur F.6: Korrelationen mellem kornstørrelsen  $(d_{50})$  og sorptionen  $(K_d)$  for Zn.

#### F.2 Organisk materiales korrelation for sorption



Figur F.7: Korrelationen mellem organisk materiale (OM) og sorptionen  $(K_d)$  for Cd.



Figur F.8: Korrelationen mellem organisk materiale (OM) og sorptionen ( $K_d$ ) for Cr.



Figur F.9: Korrelationen mellem organisk materiale (OM) og sorptionen  $(K_d)$  for Cu.



Figur F.10: Korrelationen mellem organisk materiale (OM) og sorptionen ( $K_d$ ) for Ni.





Figur F.11: Korrelationen mellem organisk materiale (OM) og sorptionen ( $K_d$ ) for Pb.

Figur F.12: Korrelationen mellem organisk materiale (OM) og sorptionen ( $K_d$ ) for Zn.

# G Forsøg 1

I dette bilag er måleresultaterne for forsøg 1 vist. På hver af de 22 grafer er indløbskoncentrationen samt de to tilhørende udløbskoncentrationer plottet som funktion af den infiltrerede vandvolumen. Resultater af de seks tungmetaller der er relateret til vejen er vist i afsnit G for alle fire kolonner. I afsnit G er resultatet af de stoffer der ikke er relateret til vejen vist.

#### Måleresultat af metallerne relateret til vejvand

I dette afsnit er måleresultaterne for metallerne der er relateret til vejen for forsøg 1 vist for både den umættede og mættede zone.



Figur G.2



Figur G.3



Figur G.4



Figur G.6



Figur G.7



Figur G.8





Figur G.10





Figur G.12

På figurerne kan det ses, at udløbskoncentrationen for alle seks metaller er reduceret i forhold til indløbskoncentrationerne, hvilket dokumenterer at der forekommer tilbageholdelse af metaller i jordkolonnerne 1, 2, 3 og 4.



#### Måleresultat af uorganiske stoffer ikke relateret til vejvand

Figur G.14



Figur G.16

Udløbskoncentration kolonne 3 Udløbskoncentration kolonne 4









Figur G.18



Mangan, forsøg 1, mættet



Figur G.20



Figur G.21



Figur G.22

De 10 figurer viser alle at udløbskoncentrationen er større end indløbskoncentrationen, hvilket dokumentere at der sker en udvaskning af de 10 stoffer der i forvejen eksisterer i jorden.

# H Forsøg 2

I dette bilag er måleresultaterne for forsøg 2 vist. På hver af de 22 grafer er indløbskoncentrationen samt de to tilhørende udløbskoncentrationer plottet som funktion af den infiltrerede vandvolumen. Resultater af de seks tungmetaller der er relateret til vejen er vist i afsnit H for alle fire kolonner. I afsnit H er resultatet af de stoffer der ikke er relateret til vejen vist.



#### Måleresultat af metallerne relateret til vejvand



Figur H.2






Figur H.4



Figur H.6







Figur H.8



Figur H.10



Figur H.12



#### Måleresultat af uorganiske stoffer ikke relateret til vejvand

Figur H.14







Figur H.16



Figur H.18

Indløbskoncentration

Infiltreret vandvolumen[1]

Udløbskoncentration kolonne 3 Udløbskoncentration kolonne 4







Figur H.20







Figur H.22

# I Forsøg 3

I dette bilag er måleresultaterne for forsøg 3 vist. På hver af de 22 grafer er indløbskoncentrationen samt de to tilhørende udløbskoncentrationer plottet som funktion af den infiltrerede vandvolumen. Resultater af de seks tungmetaller der er relateret til vejen er vist i afsnit I for alle fire kolonner. I afsnit I er resultatet af de stoffer der ikke er relateret til vejen vist.



#### Måleresultat af metallerne relateret til vejvand

L

10

20

Figur I.2

Indløbskoncentration

Infiltreret vandvolumen [1]

Udløbskoncentration kolonne 3 Udløbskoncentration kolonne 4

30

50

60

40

70







Figur I.4



Figur I.6







Figur I.8



Figur I.10



Figur I.12

På figurerne kan det ses, at udløbskoncentrationen for alle seks metaller er reduceret i forhold til indløbskoncentrationerne, hvilket dokumenterer at der forekommer en tilbageholdelse af metaller i jordkolonnerne.



#### Måleresultat af uorganiske stoffer ikke relateret til vejvand

Figur I.14



Figur I.16







Figur I.18



Figur I.20

Fosfor, forsøg 3, umættet







Figur I.22

De 10 figurer viser alle at udløbskoncentrationen er større end indløbskoncentrationen, hvilket dokumenterer at der sker en udvaskning af de 10 stoffer, der i forvejen eksistere i jorden.

## J Transportmodel til risikovurdering

Dette bilag indeholder en gennemgang af den analytiske transportmodel samt opsætningsparametrene, anvendt i afsnit 14.2. Den analytiske model har til formål at beregne den vertikale transport igennem 5 m umættede zone og den horisontale transport igennem 25 m mættede zone. Transportsituationen vist på figur 14.2.

Den analytiske transportmodel er opstillet som en general løsning til den styrende ligning for stoftransport. Den styrende ligning for stoftransport er givet ved ligning (J.1).

$$R\frac{\partial C_l}{\partial t} = D\frac{\partial^2 C_l}{\partial z^2} - u\frac{\partial C_l}{\partial z} - K \cdot C_l$$
(J.1)

hvor:

$C_l$	Koncentration af opløst stof	[mg/l]
R	Tilbageholdelses faktor	[-]
K	Nedbrydningsrate	$[ar^{-1}]$
и	Porevandshastigheden	[m/ar]
D	Dispersions faktor	$[m^2/ar]$
t	Tid	[år]
<i>z</i> .	Sted	[ <i>m</i> ]

[Loll og Møldrup, 2000]

For at finde den generelle løsning til den styrende ligning for stoftransporten, er følgende begyndelses-og randbetingelser opstillet.

#### Betingelser

	$C_{l} = 0$	for t	=0	og	Ζ	$\geq 0$
Start- og randbetingelser:	$C_l = C_0$	for t	$\geq 0$	og	Z	= 0
	$\frac{\partial C_l}{\partial z} = 0$	for t	$\geq$ t	og	Z	$ ightarrow \infty$

 $C_0$  er startkoncentrationen i jorden.

Første betingelse angiver, at jordens baggrundskoncentration er 0 mg/l. Anden betingelse angiver, at koncentrationen til tiden 0 år og afstanden 0 meter er startkoncentrationen. Sidste betingelse angiver at koncentrationsgradienten igennem et jordlag er nul.

#### Den generelle løsning til transportligningen

Den analytiske løsning til (J.1) er givet ved:

$$C_l(z,t) = C_0 \cdot E(z,t) \tag{J.2}$$

 $C_l(z,t)$ Koncentrationen i en givet dybde til en bestemt tid[mg/l] $C_0$ Startkoncentration af opløst stof[mg/l]

E(z,t) beregnes ved:

$$\frac{1}{2} \cdot exp(\frac{(1-N_b) \cdot u \cdot z}{2 \cdot D}) \cdot erfc(\frac{R \cdot z - N_b \cdot u \cdot t}{\sqrt{4 \cdot D \cdot R \cdot t}}) + exp(\frac{(1+N_b) \cdot u \cdot z}{2 \cdot D}) \cdot erfc(\frac{R \cdot z + N_b \cdot u \cdot t}{\sqrt{4 \cdot D \cdot R \cdot t}})$$

hvor

 $N_b$  | Bionedbrydning [ $ar^{-1}$ ]

[Loll og Møldrup, 2000]

Da metallerne er konservative stoffer sættes nedbrydningsraten, K til 0  $ar^{-1}$ , hvilket medfører at  $N_b=1$ .

Ligning (J.2) er anvendt til at estimere den 1-dimensionale transport af de vejrelaterede tungmetaller for situationen vist på figur 14.2. Transporten er estimeret således, at forureningen fra motorvejen er kontinuerlig.

For at kunne beregne stoftransporten igennem jorden, er de parametre der indgår i modellen bestemt.

### J.1 Fastsættelse af parametre

Følgende parametre er bestemt, både for den umættede og mættede zone.

- *u* : Porevandshastigheden
- R : Tilbageholdelsesfaktor
- D : Dispersionsfaktor
- C<sub>0</sub> : Startkoncentration af opløst stof

#### Parametre til bestemmelse af transporten i den umættede del af jorden

#### Porevandshastigheden

Porevandshastigheden i den umættede zone er styret af darcyhastigheden og den effektive porøsitet.

$$u_{um} = \frac{V_{darcy,um}}{\phi_{eff,um}} \tag{J.3}$$

Vandhastigheden igennem den umættede zone varierer med vandindholdet, men for at forsimple beregningen, er en konstant vandhastighed anvendt. Darcyhastigheden,  $V_{darcy,um}$  er fastsat som den hydrauliske belastning til nedsivningsbassinet på 49,5 m/år, vist i tabel 11.10.

Som estimat for den effektive porøsitet, er der fundet en jord med samme tekstur, hvor den effektive porøsitet er fundet ud fra andelen af det store porevolumen (>30  $\mu m$ ). Jorden er i litteraturen [Hansen, 1970] og er benævnt "Tylstryp". Den effektive porøsitet i den umættede zone er fundet til 0,20  $cm^3H_2O/cm^3jord$ .

#### Tilbageholdelsesfaktor

Tilbageholdelsesfaktoren, R er beregnet ved ligning (J.4).

$$R = 1 + \frac{\rho_b \cdot K_d}{\Theta} \tag{J.4}$$

hvor

$\rho_b$	Densiteten af tørt jord (bulk densiteten)	$[g/cm^3]$
K <sub>d</sub>	Sorptionskoefficienten	[ml/g]
θ	Porøsiteten	[-]

[Loll og Møldrup, 2000]

Densiteten af tørt jord og porøsiteten er angivet i afsnit 11.3.2. Sorptionskoefficienten,  $K_d$  er fastsat ud fra tabelværdier fra [Miljøstyrelsen, 2005]. Fordelingskoefficienterne for de seks tungmetaller er vist i tabel J.1

Metal	$K_d[ml/g]$
Cd	891
Cr	1122
Cu	1000
Ni	407
Pb	400
Zn	1174

Tabel J.1: Sorptionskoefficienter anvendt til estimering af stoftransporten.

#### Dispersionsfaktor

Dispersionsfaktoren, D er givet ved formel (J.5).

$$D = \tau \cdot u_{um} \tag{J.5}$$

[Loll og Møldrup, 2000]

 $\tau$  er dispersiviteten, hvilket beregnes som 10 % af afstanden til recipienten [Spitz og Moreno, 1996].

#### Startkoncentration af opløst stof

Startkoncentrationerne af de seks tungmetaller er indløbskoncentrationen til nedsivningsbassinet vist i tabel 11.4.

#### Parametre til bestemmelse af transporten i den mættede del af jorden

#### Porevandshastigheden

I den mættede del af jorden er alle porerne vandfyldte og dermed er arealet, hvor vandet kan transporteres større og vandhastigheden højere. Den effektive porøsitet er fundet ud fra data fra "Tylstryp" og er beregnet ved at addere andelen af store porevolumener(>30  $\mu m$ ) og middel porevolumener(0,2-30  $\mu m$ ). Den effektive porøsitet i den mættede jord er sat til 0,36  $cm^{3}H_{2}O/cm^{3}$  jord.

Darcyhastigheden er beregnet ud fra formel (J.6).

$$V_{darcy,m} = k \cdot -\frac{\Delta h}{\Delta x} \tag{J.6}$$

hvor

k	Hydraulisk ledningsevne for den mættede zone	[m/s]
$\frac{dh}{dx}$	Trykgradient	[m/m]

Den hydrauliske ledningsevne for den mættede zone er givet i tabel 11.7. Der er et fald i terrænet fra bassinet til Gunderup Bæk på -1,5 m. Længden til bækken er 25 m, derved bliver trykforskellen -0,06 m/m. Porevandshastigheden er bestemt ved formel (J.7).

$$u_m = \frac{V_{darcy}}{\phi_{eff,m}} \tag{J.7}$$

#### Tilbageholdelsesfaktor

Tilbageholdelsesfaktoren er beregnet ved formel (J.4). Sorptionskoefficienten er fastsat i tabel J.1.

#### Dispersionsfaktor

Dispersionsfaktoren, D er beregnet som i den umættede del af jordmatricen ved formel (J.5).

#### Startkoncentration af opløst stof

Startkoncentrationen i den mættede del af jordmatricen er den koncentration der er beregnet ved en dybde på 5 m, dvs. koncentrationen efter infiltration i den umættede del af jorden.

#### Parametre

Nedenstående parametre er anvendt til opsætning af transportmodellen. Parametrene er listet for den umættede og mættede del af jorden.

Parameter	Talværdi	Enhed
Massen af tørt jord ( $\rho_{bulk}$ )	1,64	$g/cm^3$
Kornpartiklernes densitet ( $\rho_{partikel}$ )	2,65	$g/cm^3$
Porøsitet (\$)	0,38	_
Effektive porøsitet ( $\phi_{eff,um}$ ) umættede zone	0,20	$cm^3 vand/cm^3 jord$
Effektive porøsitet ( $\phi_{eff,m}$ ) mættede zone	0,36	$cm^3 vand/cm^3 jord$
Hydraulisk ledningsevne(k) mættede zone	$2,0.10^4$	m/s
Hældning ( $I = dh/dx$ )	0,06	m/m
Længde til grundvand $(l_{gvs})$	5,00	m
Længde til Gunderup Bæk $(l_{back})$	25,00	т
Darcyhastighed (v) umættet	49,50	m/år
Darcyhastighed (v) mættet	378,40	m/år
Porevandshastighed $(u_v)$ umættet	339,04	m/år
Porevandshastighed $(u_v)$ mættet	1051,20	m/år
Dispersivitet ( $\tau$ ) umættet	0,50	m
Dispersivitet ( $\tau$ ) mættet	2,50	m
Dispersionsfaktor (D) umættet	169,52	m <sup>2</sup> /år
Dispersionsfaktor (D) mættet	2628,00	$m^2/ar$

Tabel J.2: Parametre anvendt til estimering af stoftransport.

# Kort af nedsivningspotentiale i A3 format

- 1. Infiltrationsevne
- 2. Stoftilbageholdelsesevne

Stoftilbageholdelsesevne for cadmium
Stoftilbageholdelsesevne for krom
Stoftilbageholdelsesevne for kobber
Stoftilbageholdelsesevne for nikkel
Stoftilbageholdelsesevne for bly
Stoftilbageholdelsesevne for zink
Stoftilbageholdelsesevne for Cd, Cr, Cu, Ni, Pb og Zn

- 3. Infiltrations- og stoftilbageholdelsesevne
- 4. Afstand til grundvandsstand
- 5. Særlig hensyn til drikkevandsressourcen

## L CD Billag

## L.1 Kortlægning

Sigteanalyse

Bestemmelse af organisk materiale Simpel bassindimensionering Bestemmelse af sorptionskoefficienten Transportmodel kortlægning

## L.2 Stoftransport

Transportmodel risikoanalyse

### L.3 Salts effekt

Infiltrationsforsøg nr. 1

Infiltrationsforsøg nr. 2