Miljønotat

Projekt: 231594 Parkvej, Gilleleje
Emne: Beregning af levetid af filterjord samt drænvandskoncentrationer i regnvandsbassin
Dato: 27.04.2026
Ref.: LS
KS: ASG

Indhold

1. Formål 2
2. Baggrund 2
3. Modelleringer 2
4. Parametre 3
4.1. Overfladevand 3
5. Modellering I. Ophobning af stoffer fra overfladevand i filterjord 3
5.1. Modellering for bassin på 6.390 m^2 4
6. Tolkning af modellering I. 4
7. Modellering II. Udvask af udvalgte stoffer fra filterjorden 5
7.1. Estimeret antal år før kvalitetskravet for hhv. indlands- og grundvand overskrides. 6
8. Tolkning af modellering II og risiko. 7
8.1. PAH'er 7
8.2. Pesticider 8
9. Konklusion 9
9.1. Jordforurening af filterjord 9
9.2. Risiko for ferskt indlandsvand. 9
9.3. Risiko for grundvand 10
10. Referencer 10

1. Formål

I forbindelse med afledning af regnvand fra ny udstykning med lav boligbebyggelse, ønskes regnvandet håndteret i et kombineret rense- og forsinkelsesbassin.
For at estimere overfladevandets påvirkning af recipienten efter vandet er opstuvet og renset ved nedsivning gennem filterjorden, er der udført en modelberegning for forureningstilførslen til filterjorden og den mulige udledning af miljøfarlige forurenende stoffer efter vandet har været igennem filterjorden og bliver ledt via tæt ledning fra bassinet til Søborg Kanal.

2. Baggrund

Til håndtering af overfladevand fra fremtidig stamvej samt kommende deludstykninger etableres et kombineret rense- og forsinkelsesbassin. Bassinets bundareal bliver 6.390 m^2. Bassinet anlægges som et åbent bassin med afledning til en regulatorbrønd og videre ud til Søborg Kanal. Inden indløb til bassinet sættes et sandfang til opsamling af sedimentation. Bassinet opbygges med en bund bestående af 30 cm filterjord med et underliggende lag af 30 cm nøddesten/singels, hvori der udlægges dræn med 5 meters afstand. Drænledningen tilsluttes regulatorbrønden, hvorfra vandet strømmer videre ud i Søborg Kanal med en udledning svarende til 1 l/s/ha.

I projekteringen af projektet arbejder man med en tidshorisont for levetiden på filterjorden på 10 år.

Filterjorden anvendt i nærværende beregning svarer til Solum Filtermuld 2023. Datablad vedlagt i bilag 1. Beregningerne er foretaget på listede egenskaber herunder og filterjord med tilsvarende egenskaber kan sammenlignes i forhold til konklusionerne.

Lerindhold: 4,9 %
Humusindhold: 2,0 %
Vægtfylde: 1,1 ton/m^3

3. Modelleringer

Modelleringen af filterjordens bindingskapacitet ift. tungmetalkoncentrationerne i overfladevandet er baseret på en teoretisk model, *Jordsorptionsmodellen*, som er udviklet i et samarbejde mellem DJ-MG og Niels H. Jensen, lektor ved RUC. Modellen er blevet anvendt af DJ- MG til flere projekter vedr. risikovurdering af udledning og nedsivning af drænvandet fra kunstgræsbaner.

Værdierne for PAH'er og pesticider er baseret på et teoretisk grundlag og er stadig under udvikling. Der er i modelleringen ikke taget højde for evt. nedbrydning af stofferne, hvilket kan være en betydelig faktor for reduktion i bidraget til recipienten for enkelte af stofferne.

4. Parametre

4.1. Overfladevand

Koncentration af forurenende stoffer i overfladevandet

Koncentrationer af forurenende stoffer i overfladevandet er blevet estimeret på baggrund af et regneark udviklet af DHI "RegnKvalitet Version: 2.1 (november 2025) estimeret med regnvand fra 0,73 reduceret ha "Deposition" samt 2,34 reduceret ha "Lave boligområder". Alle estimerede koncentrationer er gengivet i bilag 2.

Regnvandsmængde

Lokalt nedbørsdata er fra:

Regndata fra excelarket *"Bassinberegning – RegionalRegnerække_Ver 4_1"*

Lokal nedbør: 666 mm/m^2/år
Opland: 3,071 ha (reduceret)
Bassin bund med filterjord: 6.390 m^2

5. Modellering I. Ophobning af stoffer fra overfladevand i filterjord

Modellering af hvor mange år der går før filterjorden overgår fra ren jord, kategori 1, til lettere forurenet, kategori 2. Da der løbende tilføres forurenende stoffer til jorden via overfladevandet, vil koncentrationerne af forurenende stoffer i jorden med tiden nå en kritisk koncentration.

Tungmetallerne vil bindes specifikt og kraftigt i jorden. De nedbrydes ikke og vurderes således at blive tilbageholdt i jorden.

PAH'er bindes kraftigt til jordens organiske humusdel og vil være persistente i jorden, dette er ligeledes gældende for pthalater. Både pthalater og PAH'er vil nedbrydes i nogen grad jorden, pthalater hurtigere end PAH'erne.

Der er ingen grænseværdier for pesticiderne i jorden og de er derfor ikke medtaget i modellering I.

Modellen tager ikke højde for eventuel partikulær- samt kolloid transport. Det vurderes at partikulær/kolloid transport vil foregå i en vis udstrækning. Det er dog ikke muligt at estimere, da der er mange faktorer der spiller ind, som er meget specifikke for systemet, så som jordens og vejvandets sammensætning, og hvordan nedløbsforholdene til, igennem og fra filteret til recipienten ser ud.

Saltning på oplandsarealet er en faktor, der ikke er taget højde for i modellen. Salten kan øge mobiliteten svagt af især de specifikt bindende stoffer som tungmetaller og glyphosat.

5.1. Modellering for bassin på 6.390 m²

Med et bassin på 6.390 m² og en filterjordstykkelse på 0,3 m, ser estimeringen ud som vist i tabel 1. Tabellen viser, hvor mange år der går før jordens forureningsgrad overgår fra ren jord til lettere forurenet jord, svarende til overskridelse af jordkvalitetskriteriet.

Tabel 1: Modellering af hvor mange år der går før filterjorden overgår fra ren jord til lettere forurenet.

	Estimeret koncentration i vejvand[§]	**Jordkvalitetskriterium**	**År før jordkvalitetskriteriet overskrides**
Metaller	µg/l	mg/kg	år
Zink	92	500	530
Zink filt	65	500	751
Kobber	5,7	500	8.917
Kobber filt	1,9	500	26.752
Bly	3,2	40	925
Bly filt	0,32	40	9.247
Arsen	0,76	20	2.265
Barium	13	100	793
Cadmium	0,12	0,5	292
Cadmium filt	0,037	0,5	947
Chrom	2,0	500	25.265
Chrom filt	0,40	500	126.324
Kviksølv	0,040	1	2.474
Nikkel	2,3	30	1.121
Nikkel filt	0,86	30	2.997
PAH			
Benzo(a)pyren	0,0071	0,3	4.356
Sum PAH[#]	0,24	4	1.753
Phthalater			
DBP	0,13	250	198.270
BBP	0,058	250	444.399
DEHP	0,42	25	6.137
DEHA	0,068	250	379.046

[§] Koncentrationer af forurenende stoffer i vejvandet er blevet estimeret på baggrund af et regneark udviklet af DHI "Regn-Kvalitet Version: 2.1 (nov 2025)

[#] sum af fluoranthen, benz(a)pyren, benz(bjk)fluoranthen, indeno(1,2,3cd)pyren

6. Tolkning af modellering I.

Som det fremgår af tabel 1, vil forureningsbelastningen i overfladevandet ikke medføre en overskridelse af jordkvalitetskriteriet i filterjorden før efter 292 år, hvor cadmium potentielt vil overskride jordkvalitetskriteriet.

7. Modellering II. Udvask af udvalgte stoffer fra filterjorden

Modellering af hvor høje koncentrationer, der forventes teoretisk at forekomme i drænvandet, når det forlader filterjorden. Og hvor mange år der går før koncentrationen af de forurenende stoffer vil overskride miljøkvalitetskravet i recipienten.

Der er kun foretaget modelleringer på de stoffer, der sorberer via hydrofob sorption til jordens organiske materiale og de stoffer der estimeres at overskride kriterierne i regnvandet inden rensning. Metallerne udelukkes således i "modellering II", men de er omfattet af "modellering I".

Koncentrationerne af flere af de forurenende stoffer estimeres i overfladevandet til at være lavere end miljøkvalitetskravene for hhv. indlandsvand og grundvand og vil derfor aldrig nå højere op i koncentration. Følgende organiske forureningsparametre, estimeres i koncentrationer, der overstiger kvalitetskravene for indlandsvand, hvorfor kun de er interessante for de videre beregninger.

PAH'er

- benzo(a)anthracen
- benzo(a)pyren
- chrysen
- chrysen/triphenylen
- dibenz(a,h)anthracen
- flouranthen
- pyren

Pesticider

- terbutryn (CAS 886-50-0)

Alle de ovenstående, adsorberer primært til jordens organiske materiale.

Modellens begrænsninger

Der er ikke taget højde for partikulær eller kolloid transport samt nedbrydning af stofferne.

En eventuel beplantning af filterjorden vil have positiv effekt på jordens filterevne af hydrofobe stoffer samt den generelle nedbrydning. I nærværende modellering er der ikke taget højde for hhv. plantelag eller nedbrydning af stoffer, som vil forøges i en rodzone. Kun filterjordens egen evne til at tilbageholde stofferne er taget i betragtning. Der kan være præferentiel transport i makropore i jorden, som der ikke tages højde for. Jf. rapport fra Miljøstyrelsen, Bekæmpelsesmiddelforskning nr. 144, 2013 med titlen "Undersøgelse af makroporekontinuitet ved markdræn og effekter af direkte forbundne makroporer på jords filterfunktion" udvasker mellem 0,0 til 0,29 % af tilført pendimethalin

(som er modelstof for immobile stoffer, som dem vi kigger på) via macropore, primært regnormegange, dvs. de har en meget lille påvirkning på udvaskning.

Metode

Ved anvendelsen af Koc, som angiver andelen af forureningskomponent der vil sorbere til den organiske del af jorden, bruges den årlige vandmængde der tilføres filterjorden i liter, som er ~10 gange højere end filterjordsmængden i kilo. Således vil forureningen, som bliver tilført hvert kilo jord pr. år være koncentrationen i vejvandet, som tilføres ganget med faktoren hvormed regnvandsmængden pr. år er større end jordmængden i filteret i forholdet L/kg. Dvs. en faktor 10.

En del af forureningen vil også forlade jorden via drænvandet (perkolatet). Ud fra dette system vil der efter nogle år indstille sig en ligevægt, idet der bliver tilført lige så meget, som der forsvinder i perkolatet. Jorden er således mættet. Der vil også foregå nedbrydning i større eller mindre grad af stofferne, hvilket ligeledes ikke er taget med i betragtningen. Der er ydermere ikke taget højde for saltning på oplandsarealet, hvilket potentielt kan påvirke nogle af stoffernes mobilitet. Salt kan påvirke især udvaskning af metaller, da der opstår "konkurrence" om jordens bindingssites. Det øger derudover den generelle kemisk aktivitet i vandet hvormed diffusionen også øges i væsken.

Modelleringen siger kun noget om koncentrationen af det drænvand der forlader jordfilteret. Faktorer som har betydning for koncentrationen af de forskellige forureningskomponenter i recipienten, såsom, fortyndingsfaktor, nedbrydning, sorption/opløsning i sediment osv. er ikke beregnet.

7.1. Estimeret antal år før kvalitetskravet for hhv. indlands- og grundvand overskrides.

Med bassinstørrelser på **6.390 m^2**, en filterjordstykkelse på **0,3 m** samt et humusindhold på **2,0 %**, er antal år før udvaskningen når på niveau med kvalitetskravene for indlandsvand og grundvand præsenteret i tabel 2 herunder.

Tabel 2: Estimeret antal år før kvalitetskravet for indlands- og grundvand overskrides i vandet, der forlader filterjorden.

		Beregnet Koncentration[§]	**Miljøkvalitetskrav indlandsvand**	**Miljøkvalitetskrav grundvand**	**År før Miljøkvalitetskrav overskrides** Bassin 5.000 m² Filterjordsdybde 0,3 m		**Problematisk**
	$LogK_{oc}$						
		µg/l	µg/l		Indlandsvand	Grundvand	
Benzo(a)anthracen	5,70	0,013	0,012	i.k.	2.645 år	-	Nej
Benzo(a)pyren	5,86	0,0071	0,00017	0,01	35 år	aldrig	Nej
Chrysen	5,52	0,014	0,014	i.k.	5.420 år	-	Nej
Chrysen/triphenylen*	5,52	0,024	0,014	i.k.	597 år	-	Nej
Dibenz(a,h)anthracen	5,92	0,013	0,0014	i.k.	194 år	-	Nej
Fluoranthen	4,59	0,014	0,0063	0,1	45 år	aldrig	Nej
Pyren	4,77	0,013	0,0046	i.k.	53 år	-	Nej
Terbutryn	3,77	0,11	0,065	0,1	10,3 år		Se tolkning

[§] Koncentrationer af forurenende stoffer i vejvandet er blevet estimeret på baggrund af et regneark udviklet af DHI "RegnKvalitet Version: 2.1 (nov 2025) estimeret med regnvand fra 0,73 ha "Deposition" samt 2,34 ha "lave boligområder".
*som Chrysen

8. Tolkning af modellering II og risiko.

8.1. PAH'er

Da koncentrationen af benzo(a)anthracene, benzo(a)pyren, chrysene, chrysen/triphenylene, dibenz(a,h)anthracene, flouranthen og pyren i overfladevandet fra det planlagte boligområde beregnes til at overstige miljøkvalitetskravet for indlandsvand, er de medtaget i modelleringen selv om de vurderes til at være meget immobile i jord. De transporteres primært sorberet til partikler og vil i høj grad tilbageholdes med partiklerne i filterjorden. Der beregnes på det forsimplede teoretiske grundlag, at PAH-koncentrationerne i drænvandet, når det forlader filterjorden, overskrider miljøkvalitetskravet efter 35 år for benzo(a)pyren, 45 år for flouranthen og 53 år for pyren. De resterende PAH'er beregnes til først at overskride miljøkvalitetskravet i overfladevandet efter 194 til 5.420 år.

Den beregnede tid det vil tage for koncentrationen i drænvandet at nå op over kvalitetskriteriet er baseret på en forenklet teoretisk udregning. I praksis er der flere faktorer, der er vigtige for koncentrationen af PAH'er i drænvandet, som dog er svære at kvantificere.

Det er beskrevet at ældre PAH forureningers binding til jorden i praksis bliver irreversibel, da de indbygges som en dal af jordens hummusfraktion /1/. Derved er det ikke alt tilført pyren og benz(a)pyren der vil kunne frigives fra partiklerne igen ved desorption. Når partiklerne ender i regnvandsbassinet, stammer de fra trafik, på sod og fra deposition hvorfra de måske allerede er inkorporeret i partiklerne. Det er f.eks. også i nedbrydningsforsøg fastlagt, at den reducerende faktor for nedbrydning af PAH'er er frigivelsen fra binding

med jordpartikler/1/. Når koncentrationerne af PAH'er er meget lave, som de forventes at værre i filterjorden er nedbrydningen også lav/1/.

Beregningerne har kun taget højde for filterjordens bindingskapacitet og ikke den beplantede bassinbund hvor plantemassen både vil bidrage til binding og en smule omsætning.

PAH'er sorberer meget stærkt til organisk materiale og det er derfor forventet, at stofferne kun vil transporteres til vandet i begrænset omfang. I overvågningsprogrammet for grundvand er der fundet fluoranthen /2/, jf. bilag 1, og der er ofte fundet høje PAH-koncentrationer i grundvandet tæt på tjæreforurenede grunde /1/. På grund af den stærke sorption kan PAH'er transporteres ved kolloider og i Miljøstyrelsens publikation 'Naturlig nedbrydning af PAH'er i jord og grundvand' vurderes det, at kolloidtransport kan være af betydning /1/. Selv om stofferne kan udgøre en risiko overfor vandressourcen vurderes truslen fra PAH'er i regnvand som begrænset dels på grund af stoffernes lave mobilitet og dels på grund af, at fund i grundvand som regel kan henføres til stærkt forurenet gasværksgrunde. PAH'er vil på grund af den stærke sorptionsevne akkumuleres i de øverste jordlag.

8.2. Pesticider

Terbutryn beregnes til at opnå en koncentration, der overskrider miljøkvalitetskravet for indlandsvand efter 10 år.

Terbutryn er beskrevet i NOVANA-rapporten "NOVANA screening, evaluering af udvalgte miljøfarlige forurenende stoffer/2/, hvor det beskrives:

> *"Terbutryn er en triazol, som anvendes som herbicid til at bekæmpe græsser og bredbladet ukrudt, samt som biocid til bekæmpelse af alger på bygninger. Terbutryn har ikke været godkendt til pesticidanvendelse i Danmark/EU siden 2002, men det har været godkendt til anvendelse som biocid i blandt andet facademaling, polymerer og bygningsmaterialer siden 2014 i henhold til ECHAs Article 95 liste (ECHA 2021). Terbutryn er under revurdering. Terbutryn er på vandrammedirektivets liste over prioriterede stoffer. Vandopløseligheden for terbutryn ligger på ca. 25 mg/l, dvs. stoffet har lav opløselighed i vand. Terbutryn har en logK_{OW}-værdi på 3,66, hvilket betyder at stoffet har højt potentiale for bioakkumulering. Ifølge The Pesticide Properties Database (PPDB) developed by the Agriculture & Environ-ment Research Unit (AERU), University of Hertfordshire)/3/ har stoffet lav flygtighed, men potentialet for udvaskning er meget lavt i henhold til de fysisk-kemiske egenskaber.*

Resultaterne fra NOVANA screeningen, hvor der er målt koncentrationer af terbutyn i ind og udløb af overfladevand, beskrives således:

> *"Resultaterne tyder på, at terbutryn forekommer i det danske vandmiljø, og sammenlignet med ferskvand blev der fundet langt højere koncentrationer i spildevand og*

regnbetingede udløb (RBU) sediment. Ud fra RBU sediment prøverne kan det tyde på, at terbutryn bliver tilbageholdt i vist omfang i sedimentet i RBU anlæggene, hvilket er i overensstemmelse med stoffets fysiske/kemiske egenskaber. Omvendt er koncentrationerne fra ind- og udløb stort set det samme. Terbutryn er forbudt i Danmark til anvendelse som pesticid. Da terbutryn må anvendes som biocid til fx, algebekæmpelse på bygninger er det sandsynligt, at der er en betydelig kilde i forbindelse med overfladeafstrømning fra bygninger.

Ifølge PubChem (SRC) har terbutryn i jord generelt lav til moderat mobilitet. Dette fremgår af de oplyste K_{oc}-værdier på 366–41.757, hvilket indikerer, at stoffet i mange jordtyper vil have en betydelig adsorption til organisk materiale og dermed begrænset udvaskning, særligt i jorde med højt indhold af organisk kulstof /3/.

Terbutryn nedbrydes biologisk i jord med halveringstider jf. PubChem, på ca. 2 uger i jord, hvilket indikerer, at mikrobiel aktivitet har betydning for nedbrydningshastigheden (PubChem, SRC, 02.03.2026) /4/.

I vand forventes terbutryn at adsorbere til suspenderet stof og sediment på baggrund af de samme K_{oc}-værdier. Nedbrydning i ferskt indlands overfladevand er rapporteret med halveringstider på 6,9–30 dage afhængigt af forholdene.

Samlet peger de fysisk-/kemiske egenskaber af terbutryn i jord primært på, at det tilbageholdes ved adsorption og nedbrydes relativt hurtigt under i jorden, mens stoffet i vandmiljøet i nogen grad vil associeres med sediment og nedbrydes over uger til få måneder.

9. Konklusion

9.1. Jordforurening af filterjord

Forureningsbelastningen i overfladevandet vil ikke medføre en overskridelse af jordkvalitetskriteriet i filterjorden før efter 292 år, hvor cadmium potentielt vil overskride jordkvalitetskriteriet.

9.2. Risiko for ferskt indlandsvand.

Koncentrationen af benz(a)pyren i drænvandet, når det forlader filterjorden, er beregnet til, på et forsimplet teoretisk grundlag, at overstige miljøkvalitetskravet for indlandsvand efter 35 år. Koncentrationerne af både flouranthen og pyren beregnes til at overstige miljøkvalitetskravene efter hhv. 45 år og 53 år. De resterende PAH'er der beregnes i det kommende overfladevand i koncentrationer der overstiger miljøkvalitetskravene for indlandsvand, når de ledes til nedsivningsbassinet, beregnes til at opnå en koncentration i drænvandet under filterjorden, der overskrider miljøkvalitetskravene efter mellem 194 og 5.420 år

Estimeringen er baseret på den kemiske ligevægt mellem vandet og jordens organiske materiale. Det vurderes at PAH'erne vil bindes i jorden, da sorptionen og desorptionen ikke er en reel ligevægt da PAH'erne bliver indlejret i jordens organiske materiale hvori det bindes irreversibelt. Da forsinkelsesbassinet opbygges som et infiltrationsbassin vil det være beplantet. Plantemassen vil øge det organiske indhold af jorden på arealet hvilket også i høj grad vil forbedre både tilbageholdelsen og nedbrydningen af PAH'er. Det vurderes at sorptionen til jorden vil være så høj at PAH'erne ikke vil give anledning til problemer i Søborg Kanal.

Koncentrationen af terbutryn i drænvandet, når det forlader filterjorden, er beregnet til at overskride miljøkvalitetskravet efter 10 år. Tertbutyn vurderes at være lidt til moderat mobilt i jordmiljøet, men vil i højest grad associeres med den faste organiske fase i jord og vand i form af jordmatrixen og suspenderede partikler. Beregningerne tager ikke højde for nedbrydning, som vurderes at være af betydning med en halveringstid på et par uger.

9.3. Risiko for grundvand

I beregningen af MFS i overfladevandet fra kommende arealer, er det kun bly (Pb) der beregnes til at overskride grundvandskvalitetskriteriet. Pb vurderes at bindes kraftigt i jorden til både jordens organiske og uorganiske dele, hvormed nedsivning, så længe jorden har en tilstrækkelig bindingskapacitet ikke vurderes at udgøre en risiko. I modellering I, overskrider koncentrationen af Pb i jorden først kvalitetskriteriet efter 925 år.

10. Referencer

/1/ Knudsen, S., Andersen, J. N., Broholm, M. (2001): Naturlig nedbrydning af PAH'er i jord og grundvand. Miljøstyrelsen, Miljøprojekt Nr. 582.

/2/Lassen, P. & Carvalho, P. (2021): NOVANA screening, evaluering af udvalgte miljøfarlige forurenende stoffer. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 66 s. - Teknisk rapport nr. 210. August 2021. ISBN: 978-87-7156-603-1

/3/PPDB, 2009. The Pesticide Properties Database (PPDB) developed by the Agriculture & Environment Research Unit (AERU), University of Hertfordshire, funded by UK national sources and the EU-funded FOOTPRINT project (FP6- SSP-022704). http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm

/4/Lewis, K.A., Tzilivakis, J., Warner, D. and Green, A. (2016) An international database for pesticide risk assessments and management. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, **22**(4), 1050-1064. DOI: 10.1080/10807039.2015.1133242 (University of Hertfordshire (2026): PPDB – Pesticide Properties Database, terbutryn. https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/Reports/624.htm#none)

dj-mg

Bilag 1

FilterMuld

2023

Anvendelsesområder

FilterMuld anvendes i rabatter langs veje, i regnbede og til nedfejning i armeringssten. Produktet er velegnet hvor der f.eks. ønskes græsvækst og stauder og hvor der er behov for en høj dræningsevne.

FilterMuld lever op til de danske anbefalinger til filterjords sammensætning og kan således med fordel benyttes i regnbede. Grovsandsfraktionen og det lave organiske indhold sikrer høj hydraulisk ledningsevne og produktet forsinker regnvandets videre vej mod anden afdræning. Funktionen er afhængig af hvilken kultur, der etableres i produktet.

Anbefalinger om brug

Produktet har en god stabil struktur. Dets struktur ødelægges ikke ved en hård håndtering. Produktet kan let fejes direkte ned i armeringssten.

Hvis produktet ikke komprimeres ved udlægningen, må man efterfølgende forvente, at produktet sætter sig 15-25 %, hvorfor der kan opstå behov for efterfyldning.

Græsfrø kan iblandes de øverste 2-3 cm. For at sikre en høj fremspiring bør arealet holdes fugtigt de første 2-3 uger.

Næringsstoffer er organisk bundet og frigives langsomt. Det kan derfor anbefales, at man ved etableringen tildeler ca. 1 kg NPK (f.eks. 21-3-10) pr. 100 m^2.

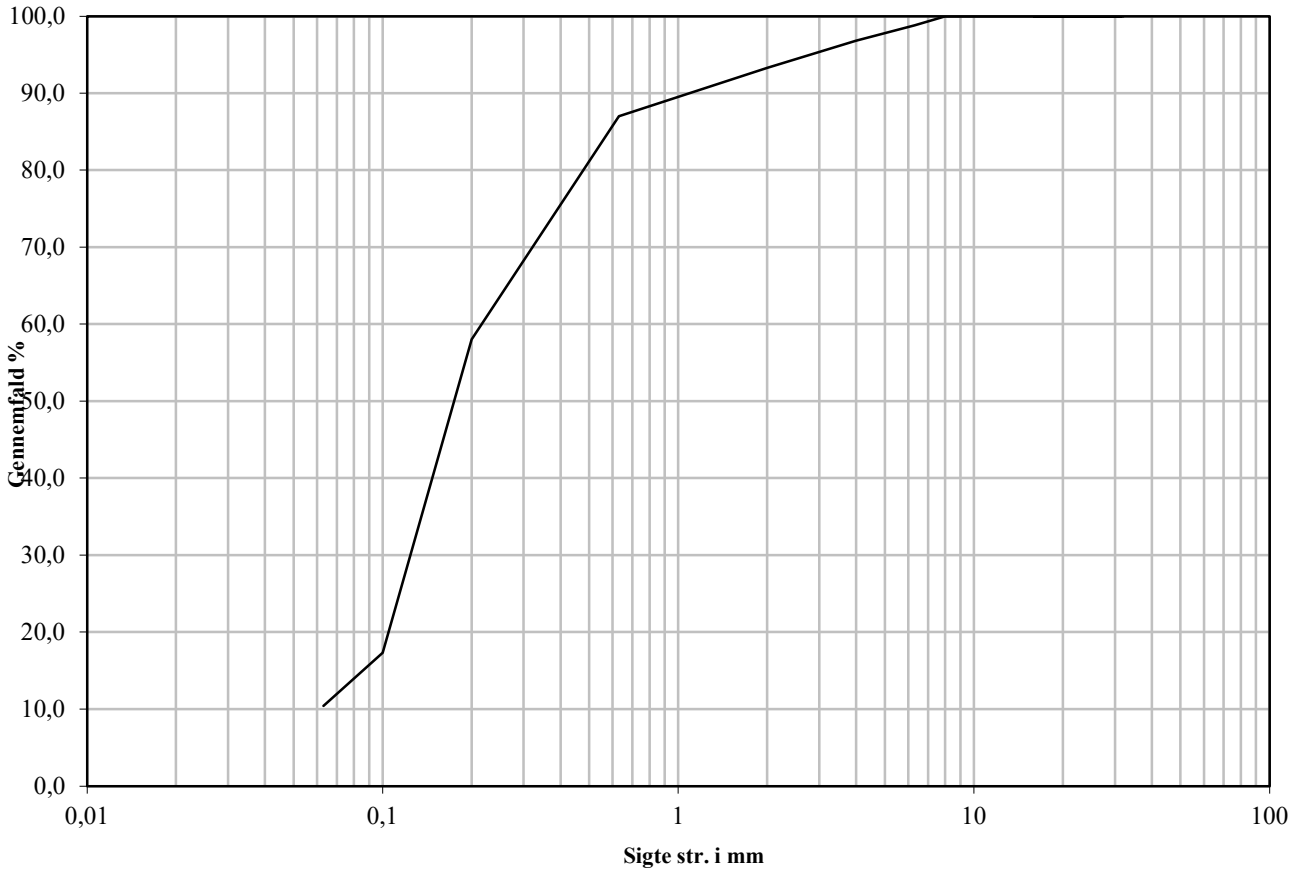
Fremstilling

Produktet består af en blanding af 2 sandtyper og stabil madraskompost. Produktet er ukrudtsfrit.

Tekstur, egenskaber og næringsindhold

Grovsand, %	66,0
Finsand, %	22,3
Silt, %	4,8
Ler, %	4,9
Humus, %	2,0
Vægtfylde, ton/m3	1,1
Ukrudt, stk./l	0
Hydraulisk ledningsevne, m/s	1,4 x10^{-4}
Samlet porevolumen, %	42,9
Reaktionstal, Rt	7,7-8,2
Ledningstal, Lt	1,3
Fosfortal, Pt	2,4
Kaliumtal, Kt	16,3
Magnesiumtal, Mgt	6,8
Kobbertal, Cut	0,7

Data er et gennemsnit af de sidste 3 analyser.


100,0
90,0
80,0
70,0
60,0
50,0
40,0
30,0
20,0
10,0
0,0
Gennemfald %
0,01
0,1
1
10
100
Sigte str. i mm

dj-mg

Bilag 2

Værktøj til beregning af vandkvalitet og screening af risikoen ved udledning eller nedsivning

Fanebladet viser beregningen af de teoretiske koncentrationer af udvalgte miljøskadelige stoffer i regnvandsudledningen samt risikofaktorer (konc./MKK) for de enkelte stoffer i hhv. marine vandområder, ferske vandområder og grundvand.
Indtast det reducerede areal af de enkelte overfladekategorier i oplandet i de orange felter i kolonne C.
Den beregnede koncentration baseret på alt data vises i kolonne I. De tilhørende risikofaktorer for marine vandområder, ferske vandområder og grundvand vises i hhv. kolonne L, O og R.
Den beregnede koncentration baseret på data fra 2015 til 2024 vises i kolonne W. De tilhørende risikofaktorer for marine vandområder, ferske vandområder og grundvand vises i hhv. kolonne Z, AC og AF.
Kvalitetskrav/kvalitetskriterier for parametre og næringssalte kan ændres i de respektive orange felter.

Overfladekategori	Reduceret areal (red Ha)	Andel af samlet vandmængde
Deposition	0,7339	0,24
Centrale bymiljøer		
Kunstgræsbaner med dræn		
Tage med kobber		
Tage med zink		
Tage af andre materialer		
Veje (ÅDT < 500 køretøjer)		
Veje (ÅDT 500 - < 5.000 køretøjer)		
Veje (ÅDT 5.000-15.000 køretøjer)		
Veje (ÅDT > 15.000 køretøjer)		
P-pladser		
P-pladser for busser og lastbiler		
Industriområder		
Oplagspladser til skrot og affald		
Lave boligområder	2,3371	0,76
Høje boligområder		
Total reduceret areal	**3,071**	**1,00**

Alt data

Parametre og næringssalte	Enhed	Beregnet Koncentration	Marint vandområde: Miljøkvalitetskrav	Marint vandområde: Risikofaktor	Ferskt vandområde: Miljøkvalitetskrav	Ferskt vandområde: Risikofaktor	Grundvand: Grundvandskvalitetskriterium	Grundvand: Risikofaktor
Konduktivitet (Ledningsevne)	µS/cm	24						
Suspenderede stoffer	mg/L	24						
BOD5	mg/L	3,2	10	0,32	10	0,32		
COD	mg/L	28	75	0,37	75	0,37		
Total Nitrogen	mg/L	1,9	5	0,38	5	0,38		
Total Phosphor	mg/L	0,13	1,5	0,087	1,5	0,087	0,15	0,87
Metaller								
Arsen (As)	µg/L	0,76	0,6	1,3	4,3	0,18	8	0,095
Arsen (As) filteret	µg/L		0,6		4,3			
Barium (Ba)	µg/L	13	5,8	2,2	19	0,68		
Bly (Pb)	µg/L	3,2	1,3	2,5	1,2	2,7	1	3,2
Bly (Pb) filteret	µg/L	0,32	1,3	0,25	1,2	0,27		
Cadmium (Cd)	µg/L	0,12	0,2	0,60	0,08	1,5	0,5	0,24
Cadmium (Cd) filteret	µg/L	0,037	0,2	0,19	0,08	0,46		
Chrom (Cr)	µg/L	2,0	3,4	0,59	3,4	0,59	25	0,080
Chrom (Cr) filteret	µg/L	0,40	3,4	0,12	3,4	0,12		
Jern (Fe)	mg/L	1,1						
Jern (Fe) filteret	mg/L	0,035						
Kobber (Cu)	µg/L	5,7	1	5,7	1	5,7	100	0,057
Kobber (Cu) filteret	µg/L	1,9	1	1,9	1	1,9		
Kviksølv (Hg)	µg/L	0,040	0,07	0,57	0,07	0,57	0,1	0,40
Kviksølv (Hg) filteret	µg/L		0,07		0,07			
Nikkel (Ni)	µg/L	2,3	8,6	0,27	4	0,58	10	0,23
Nikkel (Ni) filteret	µg/L	0,86	8,6	0,10	4	0,22		
Vanadium (V)	µg/L	2,1	4,1	0,51	4,1	0,51		
Vanadium (V) filteret	µg/L		4,1		4,1			
Zink (Zn)	µg/L	92	7,8	12	7,8	12	100	0,92
Zink (Zn) filteret	µg/L	65	7,8	8,3	7,8	8,3		
PAH'er								
1-Methylnaphthalen	µg/L	0,00070	0,12	0,0058	0,12	0,0058		
2-Methylnaphthalen	µg/L	0,0049	0,12	0,041	0,12	0,041		
Acenaphthen	µg/L	0,0060	0,38	0,016	3,8	0,0016		
Acenaphthylen	µg/L	0,013	0,13	0,10	1,3	0,010		
Anthracen	µg/L	0,013	0,1	0,13	0,1	0,13		
Benzen	µg/L	0,0076	8	0,00095	10	0,00076	1	0,0076
Benzo(a)anthracen	µg/L	0,013	0,0012	11	0,012	1,1		
Benzo(a)pyren	µg/L	0,0071	0,00017	42	0,00017	42	0,01	0,71
Benzo(b+j+k)fluoranthen	µg/L	0,012					0,1	0,29
Benzo(g,h,i)perylen	µg/L	0,0090					0,1	0,29
Chrysen	µg/L	0,014	0,0014	10	0,014	1,0		
Chrysen/ Triphenylen	µg/L	0,024	0,0014	17	0,014	1,7		
Dibenz(a,h)anthracen	µg/L	0,013	0,00014	93	0,0014	9,3		
Ethylbenzen	µg/L	0,0076	2	0,0038	20	0,00038	5	0,0045
Fluoranthen	µg/L	0,014	0,0063	2,2	0,0063	2,2	0,1	0,14
Fluoren	µg/L	0,0066	0,23	0,029	2,3	0,0029		
Indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/L	0,0077					0,1	0,29
Naphthalen	µg/L	0,017	2	0,0085	2	0,0085	1	0,017
Phenanthren	µg/L	0,012	1,3	0,0092	1,3	0,0092		
Pyren	µg/L	0,013	0,0017	7,6	0,0046	2,8		
Toluen	µg/L	0,020	7,4	0,0027	74	0,00027	5	0,0040
Phthlater								
BBP (Benzylbutylphthalat)	µg/L	0,058	0,75	0,077	7,5	0,0077		
DBP (Dibutylphtalat)	µg/L	0,13	0,23	0,57	2,3	0,057		
DEHP	µg/L	0,42	1,3	0,32	1,3	0,32	1	0,42
Di-(2-ethylhexyl)adipat (DEHA)	µg/L	0,068	0,07	0,97	0,7	0,097		
Pesticider								
2,6-Dichlorbenzamid (BAM)	µg/L	0,0045	7,8	0,00058	78	0,000058		
AMPA	µg/L	0,091						
Bentazon	µg/L	0,0070	45	0,00016	45	0,00016		
Glyphosat	µg/L	0,30	26,2	0,011	266	0,0011		
Isoproturon	µg/L	0,0040	0,3	0,013	0,3	0,013		
Prosulfocarb	µg/L	0,11	0,11	1,0	1,1	0,10		
Terbutryn	µg/L	0,11	0,065	1,7	0,065	1,7		
Mechlorprop	µg/L	0,011	1,8	0,0061	18	0,00061		
Phenoler								
2,4-dichlorphenol	µg/L	0,019	0,2	0,095	0,2	0,095	0,1	0,19
4-n-nonylphenol	µg/L		0,3		0,3			
Bisphenol A	µg/L	0,051	0,01	5,1	0,1	0,51		
Nonylphenoler	µg/L	0,030	0,3	0,10	0,3	0,10	20	0,0015
NPE (nonylphenolethoxylater)	µg/L		0,3		0,3			
Pentachlorphenol	µg/L	0,0076	0,4	0,019	0,4	0,019	0,01	0,76
Kulbrinter								
Sum af xylener (o,-m- og p-xylen	µg/L	0,015	1	0,015	10	0,0015	5	0,0045
PFAS stoffer								
PFOA (Perfluoroktansyre)	ng/L	0,053						
PFOS (Perfluoroktansulfonsyre)	ng/L	0,060	0,13	0,46	0,65	0,092		
PFHxS (Perfluorhexansulfonsyre)	ng/L	0,014						
PFNA (Perfluornonansyre)	ng/L	0,024						
Sum 4 PFAS	µg/L	0,00015					0,002	0,075
Sum PFAS	µg/L	0,00074	0,0044	0,17	0,0044	0,17	0,1	0,0074
Øvrige stoffer								
LAS	µg/L	0,76	54	0,014	54	0,014	100	0,0076
Trichlorpropylphosphat	µg/L		64		640			
Tri-n-butyl-phosphat	µg/L		8,2		82			
Triphenylphosphat	µg/L		0,074		0,74			
TCPP	µg/L		64		640			
Antal af risikofaktorer > 1 for metaller og miljøfremmede stoffer				**17**		**14**		**1**