

Ämnestransport med grundvatten i hydrogeologiska typmiljöer

Björn Winnerstam

Referat

Ämnestransport med grundvatten i hydrogeologiska typmiljöer

Björn Winnerstam

Vissa typer av avfall, exempelvis slaggrus (sorterad bottenaska från avfallsförbränning), kan användas som vägbyggnadsmaterial. Ett potentiellt problem är möjligheten att ämnen lakas ut ur vägen och sprids i omgivande grundvatten.

Syftet med detta examensarbete är att avgöra om hydrogeologiska typmiljöer kan användas för att, utifrån omgivningens förutsättningar, ge en bild av hur den vidare spridningen av dessa ämnen i omgivande grundvatten sannolikt ser ut, och om vissa typer av mark kan pekats ut som mindre lämpade för lokalisering av en slaggrusväg. En hydrogeologisk typmiljö definieras som ett område möjligt att avgränsa med avseende på karakteristiska hydrogeologiska förhållanden. En fördel med angreppssättet skulle vara att underlagsmaterialet till bedömningen då kan utgöras av i huvudsak befintligt kartmaterial.

Studien har utförts genom att en hypotetisk vägkonstruktion placerats in i olika hydrogeologiska typmiljöer. De troliga spridningsscenarierna har sedan utvärderats genom teoretiska resonemang, samt genom användande av analytiska och numeriska modeller.

Metodiken går att använda och i rapporten definieras olika typmiljöer. I flera fall kommer platsspecifik kunskap behöva inhämtas för en närmare beskrivning av spridningsbilden. Genom placering av vägen på tätare mark för att minska lokal spridning av ämnen i grundvatten kommer en större andel av vattnet att avledas som ytvatten. Därmed blir det viktigt att även inhämta kunskap om transport med ytvatten. I rapporten presenteras också en metod för uppskattning av maximala halter i grundvatten nedströms en väg. Denna metod kan användas som underlag för en mer nyanserad värdering av lämplighet, genom att de uppskattade halterna relateras till bakgrundsvärden eller lämpliga riktvärden.

Nyckelord: Grundvatten, geohydrologi, hydrogeologiska typmiljöer, miljöbedömning, ämnestransport, föroreningstransport, ytvatten, bottenaska, slaggrus, avfall.

Abstract

Contaminant transport in groundwater in hydrogeological type settings.

Björn Winnerstam

Certain types of waste, e.g. bottom ash originating from municipal solid waste incineration (MSWI bottom ash) can be used as road construction materials. A potential problem is the possibility of substances leaching out of the road and spreading in the surrounding groundwater.

The aim of this master's thesis is to conclude whether hydrogeological type settings can be employed to, based on local conditions, provide an estimate of the probable spreading of these substances in the surrounding groundwater, and whether certain types of soils can be identified as being less suitable for the localization of a MSWI bottom ash road. A hydrogeological type setting is defined as a mappable unit with similar hydrogeological properties. An advantage of this approach would be that mainly existing maps and surveys could form the basis for the assessment.

The work has been performed by placing a hypothetical road construction in different hydrogeological type settings. The expected patterns of spreading has then been evaluated using theoretical reasoning and analytical and numerical models.

The method can be used. In the report various type settings are defined. In several cases further information will be required to render possible a more exact estimate of the spreading. By locating the road on less permeable soils to reduce the local spreading of substances in groundwater, a greater proportion of the water will be drained as surface water. Thus it becomes important to take into account surface water transport aswell. In the report a procedure to estimate the maximum concentrations in groundwater at locations situated downstream the road is presented. This estimate could be used as basis for a more balanced valuation of appropriateness, e.g. by relating the estimated concentrations to background values.

Keywords: Groundwater, geohydrology, hydrogeological type settings, contaminant transport, environmental impact, surface water, MSWI bottom ash.

Department of Earth Sciences
Uppsala University
Villavägen 16
SE-752 36 Uppsala
Sweden

ISSN 1401-5765

Förord

Projektet utfördes under höstterminen 2004 i form av ett examensarbete vid institutionen för geovetenskap, Uppsala universitet, i samarbete med Ecoloop och Vattenfall Värme Uppsala AB. Handledarrollen axlades i huvudsak av Bo Svedberg, Ecoloop, men Sven Jonasson från GeoLogic i Göteborg AB hjälpte till med geohydrologin. Ämnesgranskare var Auli Niemi från ovannämnda institution.

Tack till Hanna Munde och Johan Ericson på Vattenfall samt Josef Mácsik, Erik Kärman och Bosse Svedberg med flera på Ecoloop för tips, råd, glada tillrop och insyn i ett spännande arbetsområde. Tack till Auli Niemi och Sven Jonasson för konkret hjälp med geohydrologiska frågor och Visual MODFLOW:s mysterier. Tack även till Auli Niemi, Allan Rodhe och Lisa Lundell för synpunkter på rapportens sakinhåll och framställningen av detta, liksom till Vägverket Region Mälardalen för väggränningar, Karin för middagar och till alla andra som hjälpt till, för vad det må vara ni gjort.

Uppsala februari 2005
Björn Winnerstam

Copyright © Björn Winnerstam och Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet.
UPTEC W 05 012, ISSN 1401-5765
Tryck hos institutionen för geovetenskaper, Geotryckeriet, Uppsala universitet, Uppsala, 2005.

Copyright© Björn Winnerstam and Department of Earth Sciences, Uppsala University.
UPTEC W 05 012, ISSN 1401-5765
Printed at department of geosciences, Geotryckeriet, Uppsala University, Uppsala, 2005.

1.	Inledning.....	1
1.1.	Problemformulering	1
1.2.	Angreppssätt	1
1.3.	Tidigare användning av typmiljöer	2
2.	Bakgrund	3
2.1.	Hydrogeologiska typmiljöer.....	3
2.1.1.	Metodik vid definition av typmiljöer.....	3
2.1.2.	Befintliga system av typmiljöer.....	4
2.2.	Vägen.....	5
2.2.1.	En vägs uppbyggnad.....	5
2.2.2.	Väghydraulik	6
2.3.	Slaggrus	7
2.3.1.	Karakterisering av materialet.....	7
2.3.2.	Förväntade beståndsdelar i det perkolerade vattnet.....	8
2.4.	Matematiska modeller för grundvattenflöde och ämnestransport	9
2.4.1.	Grundvattenflöde	9
2.4.2.	Ämnestransport.....	11
2.5.	Hydrogeologiska förutsättningar i Uppsalaregionen.....	15
2.5.1.	Berggrund	16
2.5.2.	Jordarter	16
2.5.3.	Grundvattenbildning.....	18
3.	Metod.....	19
3.1.	Definition av typmiljöer	19
3.1.1.	Typmiljö morän	19
3.1.2.	Typmiljö svallsand	21
3.1.3.	Typmiljö lera	23
3.1.4.	Utelämnade områden.....	24
3.2.	Vägmodell	25
3.2.1.	Projektvägens uppbyggnad.....	25
3.2.2.	Projektvägens hydraulik	25
3.2.3.	Halter i perkolerat vatten	25
3.3.	Adsorptionsmodell	26
3.4.	Inledande bedömningar	27
3.4.1.	Lokala topografins betydelse.....	27
3.4.2.	Diffusionens betydelse	29
3.5.	Analytiska modeller.....	30
3.5.1.	Hastighetsmodell	30
3.5.2.	Utspädningsmodell	31
3.5.3.	Ytvattenmodell	32
3.6.	Numeriska modeller	33
3.6.1.	Modellverktyget	33
3.6.2.	Begynnelsevillkor	34
3.6.3.	Randvillkor	34
3.6.4.	Förenklingar	35
3.6.5.	Typmiljö morän	35
3.6.6.	Typmiljö svallsand	35
3.6.7.	Typmiljö lera	36

4.	Resultat	37
4.1.	Analytiska modeller	37
4.1.1.	Hastighetsmodell	37
4.1.2.	Utspädningsmodell	38
4.1.3.	Ytvattenmodell	39
4.2.	Numeriska modeller	39
4.2.1.	Typmiljö morän	40
4.2.2.	Typmiljö svallsand	41
4.2.3.	Typmiljö lera	42
4.3.	Kompletterande beräkningar för typmiljö lera	43
5.	Diskussion och slutsatser	45
5.1.	Begränsningar i modeller och antaganden	45
5.1.1.	Markkemin	45
5.1.2.	Vägmodellen	45
5.1.3.	Lateral transport i omättade zonen	46
5.1.4.	Analytiska modellerna	47
5.1.5.	Numeriska modellerna	48
5.2.	Känslighet generellt	49
5.2.1.	Topografins betydelse	50
5.2.2.	Grundvattenbildning	51
5.2.3.	Grundvattennivå och jorddjup	51
5.2.4.	Transporthastigheten	53
5.2.5.	Ytterligare faktorer som påverkar C_{10} och C_{40}	54
5.2.6.	Platsspecifika förhållanden	54
5.3.	Implikationer för olika typmiljöer	54
5.3.1.	Begränsning av spridning	54
5.3.2.	Implikationer för typmiljö morän	55
5.3.3.	Implikationer för typmiljö svallsand	57
5.3.4.	Implikationer för typmiljö lera	58
5.3.5.	Sammanställning kritiska faktorer	59
5.3.6.	Generalisering av resultat	60
5.4.	Användning i praktiken	61
5.4.1.	Halter i perkolerat vatten	61
5.4.2.	Identifiering av typmiljöer	61
5.4.3.	Platsspecifika faktorer och ytvattnets betydelse	61
5.4.4.	Typmiljö morän	62
5.4.5.	Typmiljö svallsand	62
5.4.6.	Typmiljö lera	62
5.4.7.	Uppskattning av totalhalter	63
5.4.8.	Jämförelsekriterier	63
5.4.9.	Urbergsområden	64
5.4.10.	Kärr	64
5.4.11.	Isälvsavlagringar	64
5.5.	Slutsatser	65
5.6.	Utblick	66
5.7.	Fortsatta arbeten	66
6.	Referenser	68
7.	Beteckningar	72

1. INLEDNING

1.1. PROBLEMFÖRMULERING

I vägbyggnad används idag ofta krossat berg i olika delar av konstruktionen. Ett alternativt material är slaggrus, vilket är sorterad bottenaska från avfallsförbränning. Bedömning av miljömässig lämplighet vid användande av dylika material för anläggning av vägar begränsas i nuläget ofta till en värdering av materialets lakningsegenskaper. Det kan vara relevant att utöka bedömningen genom att ta hänsyn till den omgivande miljöns hydrogeologiska egenskaper, med syfte att bedöma förutsättningarna för spridning av utlakade ämnen. Ett tänkbart angreppssätt är att använda sig av hydrogeologiska typmiljöer. Användning av hydrogeologiska typmiljöer innebär att information om hydrogeologiska förhållanden i ett område extrapoleras fram, från kunskap om hydrogeologiska förhållanden i liknande, mer väldokumenterade, områden.

Syftet med denna studie är att undersöka om det går att använda sig av hydrogeologiska typmiljöer för bedömning av omfattning av ämnestransport med grundvatten. Kan hydrogeologiska typmiljöer användas för att identifiera områden där användande av slaggrus i vägkonstruktioner är olämpligt?

1.2. ANGREPPSSÄTT

Avsikten med arbetet är att undersöka om typmiljöer kan användas för bedömning av ämnestransport med grundvatten. Detta görs genom att en hypotetisk vägkonstruktion placeras i olika typmiljöer. Hur spridningen av utlakade ämnen kan antas se ut beskrivs sedan.

Utgångspunkt för studien är att slaggrus används i en vägkonstruktion i Uppsalaregionen, vilket här avser den region som definieras av kartbladen 11 I NV, 11 I NO, 11 I SV, 11 I SO av Lantmäteriets Terrängkarta (tidigare kallad Gröna kartan).

Målsättningen med studien är att beskriva en schematisk spridningsbild för olika typmiljöer, samt att beskriva vilka faktorer som är viktiga inom respektive typmiljö.

Arbetet avgränsas genom att fokus läggs på transport med grundvatten, så att processer som styr utlakning från väggroppen samt ämnestransport med ytvatten endast behandlas översiktligt. Detsamma gäller de geokemiska processer som påverkar skeendet. Arbetet är indelat i följande moment:

En bakgrundsdel, med:

- beskrivning av metodik kring etablering och användning av typmiljösystem
- beskrivning av befintliga system av typmiljöer
- karakterisering av slaggrus och förväntade beståndsdelar i vatten som passerat genom vägkonstruktionen
- översiktlig beskrivning av allmän vägkonstruktion
- teoretisk beskrivning av grundvattenflöde och ämnestransport
- översiktlig beskrivning av hydrogeologiska förhållanden i regionen

En metoddel, med:

- upprättande av typmiljösystem för tillämpning i studien
- val av vägmodell
- val av adsorptionsmodell
- inledande bedömningar kring transportförloppet
- analytiska modeller av transportförloppet
- numeriska modeller av transportförloppet

En resultatdel, med resultat från följande delmoment:

- analytiska modellerna
- numeriska modellerna

En diskussionsdel, med:

- beskrivning av begränsningar med modeller som används och antaganden som görs
- generell känslighetsbeskrivning av hur olika faktorer påverkar halter i grundvatten
- presentation av implikationer av känslighetsresonemanget för de olika typmiljöerna
- kort beskrivning av möjlig praktisk tillämpning av arbetet
- presentation av slutsatser och rekommendationer om fortsatta arbeten

I slutet av rapporten finns en lista med förklaringar till de beteckningar som använts.

1.3. TIDIGARE ANVÄNDNING AV TYPMILJÖER

Hydrogeologiska typmiljöer har använts i en rad olika sammanhang. Några exempel redovisas nedan.

I skriften *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - Grundvatten* använder Naturvårdsverket (1999) ett typmiljösystem för tillståndsbedömning (främst den kemiska sammansättningen) av grundvatten. Systemet är bl.a. tänkt att kunna användas för att peka ut områden som är antropogent påverkade av punktkällor.

I DRASTIC-modellen, som utvecklades för nordamerikanska förhållanden, används typmiljöer för allmän sårbarhetsklassificering av grundvatten. Denna metod har vidareutvecklats och anpassats till svenska förhållanden av Rosén (1991).

I *Vägverket* (1998) ges ett typmiljösystem som används för ekonomisk riskhantering kring föroreningsutsläpp vid vägtrafikolycka. Systemet tillämpas även av Eklund (1999) och Back & Rosén (2001) för riskhantering kring väg- respektive järnvägstrafikolycka. I dessa fall är syftet att kunna uppskatta transporttider från utsläppspunkt till grundvattenyta eller grund- och ytvattentäkter i området.

2. BAKGRUND

Metodiken kring etablering och användning av typmiljösystem samt befintliga system beskrivs. En karakterisering av vägkonstruktioner i allmänhet och materialet slaggrus ges. En teoretisk beskrivning av grundvattenflöde och ämnestransport samt en översiktlig beskrivning av hydrogeologiska förhållanden i regionen görs.

2.1. HYDROGEOLOGISKA TYPMILJÖER

En hydrogeologisk typmiljö (tidigare betecknad typområde (Naturvårdsverket, 1999) och hydrogeologiska miljö (Maxe & Johansson, 1998)) definieras som ett område möjligt att avgränsa med avseende på karakteristiska geologiska och hydrogeologiska förhållanden (Eklund, 2002). Användandet av hydrogeologiska typmiljöer bygger på att en region delas upp med avseende på liknande storskaliga naturförutsättningar (berggrund, jordarter, stratigrafi, hydrologiska förhållanden samt, för nordiska förhållanden, läge i förhållande till högsta kustlinjen (HK) (Naturvårdsverket, 1999).

Ett system av hydrogeologiska typmiljöer består av ett antal olika typmiljöer, som var och en definieras av en uppsättning storskaliga naturförutsättningar, samt en uppsättning för den aktuella typmiljön representativa hydrogeologiska parametervärden (t.ex. grundvattenbildning, grundvattennivå, hydraulisk konduktivitet, porositet, magasinskoefficient, hydraulisk gradient). Information om hydrogeologiska förhållanden i ett område tillhörande en viss typmiljö, kan då extrapoleras fram från kunskap om hydrogeologiska förhållanden i liknande, mer väldokumenterade, områden tillhörande samma typmiljö. Metodiken gör det alltså möjligt att utifrån befintligt kartmaterial göra generaliserade bedömningar och prognoser om hydrogeologiska förhållanden i ett område där detaljerad information saknas. (Eklund, 2002) Beroende på vilken tillämpning som avsetts vid upprättandet av respektive system är uppsättningen parametrar mer eller mindre omfattande och innehållande parametrar av olika slag.

2.1.1. Metodik vid definition av typmiljöer

Bengtsson och Gustafsson (1996) beskriver en metodik som innebär att man utgår från två olika generaliserade stratigrafier, en för områden belägna över HK och en för områden under HK (figur 2.1). Beroende på hur den geologiska utvecklingen sett ut, kan de olika stratigrafierna vara mer eller mindre fullständiga på en plats och lagrens mäktighet variera.

Under högsta kustlinjen

Torv	Vind- sediment	Svall- sediment	Sväm- sediment	Postglaciala sediment
Lera och/eller gyttja			Glaciala avlagringar	
Svallsediment				
Lera			Glaciala avlagringar	
Isälvsmaterial				
Morän				
Berggrund				

Över högsta kustlinjen

Torv	Vind- sediment	Sväm- sediment	Postglaciala sediment
Isälvsmaterial			Glaciala avlagringar
Morän			
Berggrund			

Figur 2.1. Generaliserade stratigrafier för typmiljöer belägna under respektive över högsta kustlinjen (Bengtsson & Gustafsson, 1996).

I områden under högsta kustlinjen kan de glaciala sedimenten bestå av morän, isälvsmaterial och lera. De postglaciala sedimenten kan bestå av lera, vind-, svall-, eller svämsediment samt torv. Över högsta kustlinjen utgörs de glaciala avlagringarna av morän och isälvsmaterial och de postglaciala av torv, vind- och svämsediment. Dessa två huvudstratigrafier beskriver tillsammans möjliga lagerföljder i stora delar av Sverige (dock omfattas t.ex. inte avsättningarna av älvsediment i Norrland, issjöavlagringar över högsta kustlinjen eller randbildningar med mer komplex lagerföljd.) (Eklund, 2002).

Vid indelningen av en region i olika typmiljöer behövs geologisk och hydrogeologisk information. Topografiska kartor i olika skalor fås från bland annat Lantmäteriet. Sveriges Geologiska Undersökning, SGU, tillhandahåller diverse kartmaterial: geologiska kartor erbjuder information om berggrund, jordarter, stratigrafi och högsta kustlinjens läge. Hydrogeologisk information kan fås från grundvattenkartor (främst serie Ag, Ah, An). För vissa områden finns även s.k. översiktskartor för grundvattenskydd tillgängliga (Bengtsson & Gustafson, 1996). Grundvattenbildningens ungefärliga omfattning kan även fås i digitalt format från SMHI och SGU. Brunnsarkivet vid SGU erbjuder information (t.ex. jorddjup och uppskattad uttagskapacitet) om över 200 000 brunnar. I brunnsarkivet ingår även ett manuellt arkiv med utredningar om grundvattenförhållanden. I de fall resultat från tidigare undersökningar finns att tillgå, kan dessa naturligtvis vara intressanta att utnyttja.

Jordartskartor

Ett viktigt verktyg är de av SGU utgivna jordartskartorna i serie Ae med tillhörande beskrivningar. Inom jordtäckta områden visar dessa i princip de olika jordarternas utbredning under det av markvittring och odling påverkade ytskiktet, dvs. i regel på ungefär 0,5 m djup. Detta djup brukar kallas karteringsdjupet. Om urberg förekommer närmare ytan än 0,5 m klassificeras området som urbergsområde. Från och med kartbladet Ae 122 används jordartsbenämningar som i princip följer den s.k. SGF 81-skalan. På de äldre kartbladen används den s.k. Atterbergsskalan. En jämförelse mellan de två korngruppsskalorna ges i figur 2.2. Ytterligare beskrivning av skillnaderna ges t.ex. i Rudmark (2000).

Ler	Silt			Sand			Grus			Sten		Block	
Korn-	Fin-	Mellan-	Grov-	Fin-	Mellan-	Grov-	Fin-	Mellan-	Grov-	Mellan-	Grov-	Grov-	
storlek	0,002	0,006	0,02	0,06	0,2	0,6	2	6	20	60	200	600	2000
[mm]	Fin-	Grov-	Fin-	Grov-	Mellan-	Grov-	Fin-	Grov-	Sten		Block		
Ler	Mjåla		Mo		Sand		Grus		Sten		Block		

Figur 2.2. SGF:s (övre halvan av figuren) och Atterbergs (nedre halvan) korngruppsskalor (Rudmark, 2000).

2.1.2. Befintliga system av typmiljöer

Bedömningsgrunder för grundvatten

Inom projektet Bedömningsgrunder för grundvatten använder Bengtsson & Gustafsson (1996) och Naturvårdsverket (1999) ett typmiljösystem för tillståndbedömning (främst den kemiska sammansättningen) av grundvatten. Sverige delas där i nio geografiska regioner och fem s.k. grundvattenmiljöer, som i detta fall betecknar områden med

principiellt skilda lagerföljder. Genom att kombinera geografiska regioner med grundvattenmiljöer fås 36 typmiljöer (i slutrapporten (Naturvårdsverket 1999) används benämningen typområden) med sinsemellan olika typisk kemisk sammansättning på grundvattnet. Uppsättningen av hydrogeologiska parametervärden har här följaktligen ersatts av kemiska parametervärden. Systemet är bl.a. tänkt att kunna användas för att peka ut områden som är antropogent påverkade av punktkällor.

DRASTIC-modellen

I DRASTIC-modellen, som utvecklades för nordamerikanska förhållanden, används typmiljöer för sårbarhetsklassificering av grundvatten. Denna metod vidareutvecklades och anpassades till svenska förhållanden av Rosén (1991). Metoden ger utifrån typiska hydrogeologiska förhållanden en kvalitativ sårbarhetsbedömning för de olika typmiljöerna, genom att olika parametrar viktas på olika sätt och räknas samman till ett nyckeltal. Systemet förefaller inte lämpat för kvantitativa bedömningar.

Vägverket

Typmiljöer används även vid ekonomisk riskhantering kring föroreningsutsläpp vid vägtrafikolycka (Eklund, 1999; Vägverket 1998) samt vid järnvägstrafikolycka (Back & Rosén, 2001). Syftet är då främst att kunna uppskatta transporttider från utsläppspunkt till grundvattenyta samt eventuella grund- och ytvattentäkter i området. Tanken med detta är att uppskatta möjligheterna att hinna sanera utsläppet innan föroreningen når grundvattenytan respektive innan den når grundvattentakten.

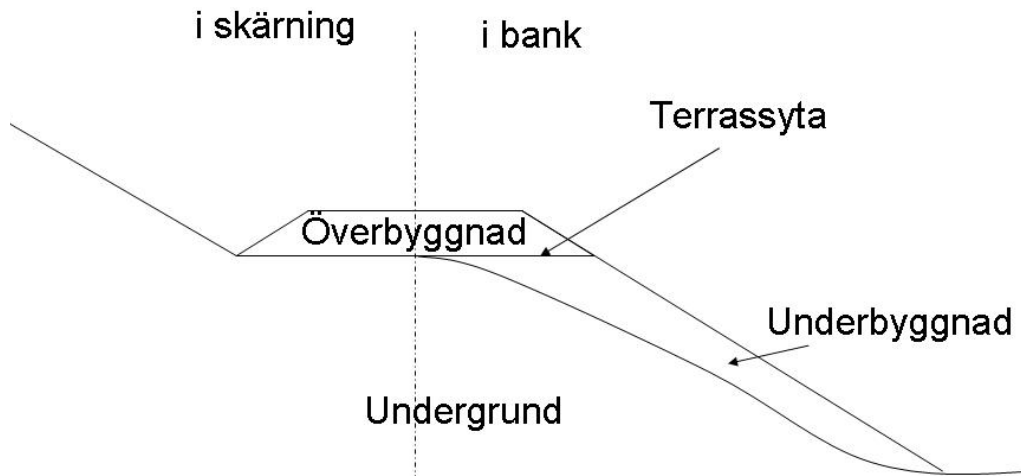
Inget av de ovannämnda typmiljösystemen bedöms vara direkt tillämpligt för det nu aktuella syftet.

2.2. VÄGEN

En vägkonstruktions uppbyggnad och byggnadsmaterialens fysikaliska egenskaper (kornstorleksfördelning och porositet) betyder mycket för vattenrörelser i konstruktionen och därmed för utlakningen av olika ämnen från byggnadsmaterialen (Flyhammar et al., 2002).

2.2.1. En vägs uppbyggnad

Vägverket (2004) beskriver den principiella uppbyggnaden av en väg (figur 2.3 och figur 2.4). Överbyggnaden är den del av vägkonstruktionen som ligger ovanför terrassytan. De olika delarna av överbyggnaden visas i figur 2.4. Överbyggnaden är normalt uppbyggd av slitlager, bärlager, förstärkningslager och skyddslager. Skyddslager är ett lager som utnyttjas för att motverka tjällyftning. Terrassytan är den yta som bildas då i huvudsak naturliga jordmassor placeras (schaktas) i väglinjen och bildar gräns mellan överbyggnad och underbyggnad/undergrund. Undergrund är den del av marken som bär upp lasten från vägkonstruktionen och underbyggnaden är den del av vägkonstruktionen som ligger mellan terrassyta och underbyggnad. Underbyggnad och undergrund består alltså vanligen av den ursprungliga jordarten, dvs. den som fanns på platsen innan vägen byggdes.



Figur 2.3. Tvärsektion av en väg (Vägverket, 2004).



Figur 2.4. En vägs överbyggnad består av fyra olika lager (Vägverket, 2004).

Fortsättningsvis betecknar ”vägen” och ”vägkonstruktionen” överbyggnaden.

De ytligare lagren stabiliseras ofta med ett bindemedel, t.ex. bitumen (blandningen benämns då vanligen asphalt). Dessa benämns då bundna lager. Vägbeläggning utgörs ofta av ett bundet lager med låg permeabilitet (t.ex. asphalt). Bärlagret kan vara bundet eller obundet. I högtrafikerade vägar är det ofta bundet. Förstärkningslagret är normalt obundet (Svedberg, 2005b). Dränering av överbyggnaden görs för att säkerställa att vägens bärighetsegenskaper bevaras. Detta skall ske genom ett öppet eller stenfyllt dike eller en dräneringsledning, som skall ligga minst 30 cm under terrassytan. (Vägverket, 2004). En väg kan gå i bank eller i skärning (terrassytan högre eller lägre än den ursprungliga markytan; figur 2.3). Detta avgörs främst av den lokala topografen.

Vid framtida anläggning av vägar med slaggrus är det troligt att man väljer att använda slaggruset endast under det lågpermeabla slitlagret och ej i vägslänterna (Bendz, 2004). Detta för att minimera vattenomsättningen och därmed utlakningen.

2.2.2. Väghydraulik

Vatten som strömmat genom en vägkonstruktion kallas i denna studie ”perkolerat vatten”. Termen skall inte sammanblandas med den mer allmänna betydelse som ordet har inom hydrologin.

Den nederbörd som faller på en väg kan infiltrera direkt eller ansamlas på vägytan och rinna av på vägytan för att infiltrera i dikeskanten. Därifrån kan vattnet perkolera ner till grundvattenzonen eller samlas upp i vägens dräneringssystem. Den direkta infiltrationens omfattning styrs av överytans lutning och dess permeabilitet.

En asfalterad väg kan ur hydraulisk synvinkel betraktas som bestående av en lågpermeabel (den del som täcks av ett asfaltlager) och en mer permeabel del (delar av överbyggnad och underbyggnad/undergrund som ej täcks av asfalt). Asfaltsbeläggningen reducerar infiltrationen i vägbanan och gör att större delen av nederbörden kommer att infiltrera i vägslänterna. Om slaggruset ligger under ett lågpermeabelt slitlager är det troligt att masstransporten av utlakade ämnen från materialet kommer att ske främst i form av lateral diffusiv transport ut till vägslänten (Flyhammar & Bendz, 2004) och sedan vidare genom advektiv transport.

Vattenflödet genom en väggkropp påverkas av vägytans konduktivitet. Även lokala förhållanden såsom undergrundens konduktivitet och djup till grundvattenyta påverkar. Raimbault (1999) menar att ett rimligt värde för mättade hydrauliska konduktiviteten, K , är $K=10^{-7}$ m/s, vilket är av samma storleksordning som konduktiviteten hos morän. Vid omättade förhållanden, som i en dränerad väggkropp, är dock konduktiviteten rimligen betydligt lägre. Enligt Rogbeck (2004) överstiger totala infiltrationen genom en asfaltsyta normalt inte 5 mm/år. Enligt RVF (2002) är motsvarande värde högst 2 mm/år.

Kvantitativ kunskap om storlekar på perkolation av vatten genom en typisk väggkropp byggd med slaggrus är i nuläget svår att få. En konservativ skattning är att slaggruset i vägen utsätts för vatten motsvarande en infiltration om 30 mm/år.

2.3. SLAGGRUS

Slaggrus är en sorterad och lagrad rest från förbränning av fast avfall. Det är renhållningsbranschens benämning på bottenaska från vilken magnetiskt material och partiklar större än 50 mm sorterats bort. Bottenaskan ska dessutom ha lagrats utomhus under minst sex månader. Slaggrusets egenskaper påverkas både av avfallets sammansättning, förbränningsprocessen och av efterbehandlingen. (Arm, 2000) Slaggrus har i dagsläget inte använts som vägbyggnadsmaterial i någon större utsträckning i Sverige (Olsson et al, 2005). Den största delen deponeras eller används som dräneringsskikt på deponier (Svedberg, 2005). I flera europeiska länder har slaggrus använts för vägbyggnad i stor omfattning. I Nederländerna återanvänds närmare 100 % av det producerade slaggruset och i Danmark är motsvarande siffra 70 %. (RVF, 2002) Ett stort användningsområde i dessa länder är som vägbyggnadsmaterial (Arm, 2000).

I Sverige används årligen drygt 40 miljoner ton ballast vid vägbyggnad. Den årliga slaggrusproduktionen är av storleksordningen 1 miljon ton (Svedberg, 2005b). I princip skulle alltså hela slaggrusproduktionen kunna användas som byggnadsmaterial vid väganläggning.

2.3.1. Karakterisering av materialet

Kornstorleksfördelningen för svenskt slaggrus kan karakteriseras som sandigt grus med mellan 2 och 10 % finjord. Slaggrusets densitet kan i packat tillstånd förväntas vara 1,6 ton/m³. Materialsammansättningen brukar domineras av glas, vilket gör att kiseldioxid, kalciumoxid och aluminiumoxid dominerar det kemiska innehållet. Undersökningar av metall- och saltinnehåll hos slaggrus från olika anläggningar visar att kisel, järn, kalcium och aluminium är de huvudsakliga beståndsdelarna. Dessa förekommer i ungefärligen samma halter i slaggrus som i jordskorpan. Klor, zink, koppar, bly och krom förekommer däremot i förhöjda halter. Variationer mellan olika anläggningar och

olika årstider är stora. (Arm, 2000) Tungmetallhalterna i slaggrus är ca fem till 200 gånger högre än i ett jämförbart naturmaterial, morän (RVF, 2002).

2.3.2. Förväntade beståndsdelar i det perkolerade vattnet

Risken för negativ miljöpåverkan är främst kopplad till utlakning av metaller och salter (RVF, 2002). Utlakningsprocesserna i en väg styrs bland annat av slaggrusets kemiska sammansättning, vattenflöden i väggroppen och adsorptionsprocesser av olika slag. Halter av olika ämnen i perkolerat vatten kan därför antas variera med lokala förhållanden och är troligen tidsberoende.

Lakförsök kan användas för att ge en antydning om vilka storleksordningar på halter i perkolerande vatten som kan förväntas. Ett vanligt lakförsök innebär att ett prov skakas med avjoniserat vatten vid en viss L/S-kvot. L/S-kvot anger volymen vatten (liquid) [l] i förhållande till massan provmaterial (solid) [kg]. (RVF, 2002) Vattenproverna analyseras sedan med avseende på sitt kemiska innehåll och den utlakade massan av ett visst ämne per kg provmaterial bestäms. Denna betecknas i föreliggande rapport A_{LS2} [kg ämne/kg slaggrus] (ingen vedertagen beteckning har påträffats i litteraturen).

Arm (2000) påpekar att en skillnad mellan dessa laboratoriemetoder och urlakningen i ett riktigt objekt i fält, är att lakningen i labbet sker med en vattenomsättning som är större än den i fält, samt att lakningen i fält sker mestadels under omättade förhållanden. Det finns få lakningsförsök gjorda med L/S-kvoter mindre än 2. Halterna av utlakade ämnen skiljer sig mycket åt mellan olika undersökningar, vilket kan bero på varierande grad av stabilisering (karbonatisering) under lagringen. Det beror troligen också på slaggrusets varierande sammansättning. (RVF, 2002)

Val av ämnen att studera

Koppar (Cu^{2+}) och klorid (Cl^-), väljs som ämnen att studera. Koppar väljs för att det är en av de metaller som vid denna användning för slaggruset väntas tillföras miljön i högre grad än vad som annars varit fallet (Magnusson, 2004). Koppar är också intressant för att det ofta adsorberas mycket starkt i marken. Klorid väljs för att det väntas laka ut i relativt stor omfattning och för att dess adsorptionsegenskaper kan ses som rakt motsatta kopparns.

Bakgrundshalterna av respektive ämne antas vara noll. Detta görs för att visa på den förändring av de naturliga halterna som orsakas av utlakningen från vägen. Halt betecknar därför i fortsättningen, där ej annat anges, tillskott till bakgrundshalt. Koppar och Cu^{2+} betecknar fortsättningsvis alla i marken förekommande förekomstformer av koppar, dvs. förutom den fria kopparjonen även de olika komplex som förekommer.

2.4. MATEMATISKA MODELLER FÖR GRUNDVATTENFLÖDE OCH ÄMNESTRANSPORT

2.4.1. Grundvattenflöde

Tredimensionellt flöde av vatten genom ett poröst medium kan beskrivas med följande ekvation (McDonald & Harbaugh, 1988):

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) + q_{in} = S_s \frac{\partial h}{\partial t}, \quad (2.1)$$

där K_x , K_y , K_z [m/s] betecknar hydrauliska konduktiviteten i x-, y- respektive z-led, h [m] betecknar totalpotential, q_{in} [s^{-1}] betecknar källor (inflöde av vatten per enhetsvolym av grundvattenförande formation), och S_s [m^{-1}] betecknar specifik magasinskoefficient.

Specifik magasinskoefficient (engelska specific storage) är den vattenvolym som avges eller lagras per volymenhet av ett grundvattenmagasin då grundvattnets totalpotential förändras en enhet. Vattenavgivningstal, S_y , [dim.lös] (engelska specific yield) är den volym vatten en öppen akvifer avger per enhets sänkning av grundvattenytan. För en sluten akvifer beror magasinsförändringen på volymförändringen hos vätska och kornskelett. Vid stationärt flöde, vilket är det som studeras i detta projekt, påverkar S_s och S_y inte spridningsförloppet eftersom grundvattenytans läge är konstant i tiden. Modellverktyget som används i studien kräver dock att dessa parametrar anges och de har tagits med här för fullständighetens skull.

En förenklad beskrivning av grundvattenflöde är med Darcys lag som lyder:

$$Q = -AK \frac{\partial h}{\partial l}, \quad (2.2)$$

där Q [m^3/s] betecknar flöde i riktning ökande l , A betecknar tvärsnittsarea vinkelrätt flödesriktningen hos markskiktet som betraktas, K [m/s] den hydraulisk konduktiviteten och $\frac{\partial h}{\partial l}$ totalpotentialgradient i riktningen ökande l .

Den linjära hastigheten för grundvatten, \bar{v} [m/s] (termen v_n , nettoflödes hastighet, som används i vissa sammanhang är helt ekvivalent), vilket kan sägas vara den genomsnittliga hastigheten för en vattenmolekyl, ges av:

$$\bar{v} = -\frac{K}{n_e} \frac{\partial h}{\partial l}, \quad (2.3)$$

där n_e [dim.lös] är den effektiva porositeten. Effektiva porositeten beskriver andel porvolym som kan delta i grundvattenflödet i den mättade zonen, i förhållande till den totala porvolymen. Med en jords totala porositet, n [dim.lös], avses andel porvolym i förhållande till total volym. Skillnaden mellan den effektiva och totala porositeten beror på förekomsten av adsorptivt bundet vatten och vatten i instängda porer och ändporer.

För att beskriva den vattenförande förmågan hos ett skikt med en viss mäktighet, m [m] brukar begreppet transmissivitet, T [m^2/s] användas:

$$T = mK \quad (2.4)$$

För att beskriva effekten av olika konduktivitet i olika lager kan ekvationen

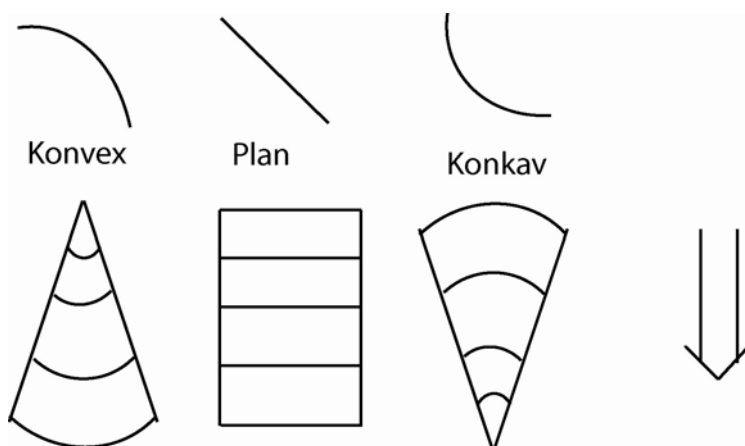
$$K_{mark} = \sum_i \frac{K_i m_i}{m} \quad (2.5)$$

användas. Denna ekvation ger den resulterande konduktiviteten om de olika lagren har konduktiviteter K_i , mäktigheter m_i (med sammanlagd mäktighet m) och flödet sker parallellt med lagren.

In- och utströmningsområden

Utströmningsområden kan sägas vara områden där den ytliga grundvattenflödets vertikala komponent är riktad uppåt. På samma sätt sägs inströmningsområden vara områden där det ytliga grundvattenflödets vertikala komponent är riktad nedåt. Två typer av utströmningsområden kan särskiljas: mättade och omättade. I ett mättat utströmningsområde når grundvattenytan ända upp till eller över markytans nivå, vilket gör att ytterligare tillfört vatten (regnvatten/perkolerat vatten) rinner av som ytavrinning (mättad ytavrinning). Trots den uppåtriktade komponenten i grundvattenflödet kan det hända att utströmningsområdet inte mättas. Detta beror på att den ofta kraftigt ökande konduktiviteten i ytliga marklager tillåter både uppifrån perkolerande och nedifrån kommande vatten att rinna undan. Detta är då ett omättat utströmningsområde. (Grip & Rodhe, 1994)

Det är rimligt att vänta sig att inströmningsområden vanligen återfinns högt upp i sluttningarna och mättade utströmningsområden främst längst ner i dalbottnarna. Grip & Rodhe (1994) påpekar att man kan vänta sig att största mättade utströmningsområden återfinns i sluttningar som är konkava i vertikal- och horisontalplanet, se figur 2.5.



Figur 2.5. Sluttningar av olika form. Övre delen av figuren visar vertikalt snitt och nedre delen visar horisontala projektioner med höjdkurvor (kartskisser). Pilen visar grundvattnets flödesriktning. (efter Grip & Rodhe, 1994)

2.4.2. Ämnestransport

Ämnen som är lösta i vatten kommer att följa med vattenflödet. Denna process brukar kallas advektion. Ämnen kan dock transporteras både snabbare och långsammare än vattnets linjära hastighet. Detta orsakas av bl.a. dispersion och adsorption. I tre dimensioner kan skeendet beskrivas med följande ekvation (Zheng, 1990):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial}{\partial x_i} (\bar{v}_i C) + \frac{q_{in}}{n} C_{in} + \sum_{k=1}^N R_k, \quad (2.6)$$

där C [kg/m^3] betecknar halt, x_i [m] betecknar koordinat på respektive koordinataxel, $D_{i,j}$ [m^2/s] den hydrodynamiska dispersionskoefficienten, q_{in} inflöde av vatten med halten C_{in} och R_k haltförändringar orsakade av kemiska reaktioner.

Många ämnen transporteras dock mycket långsammare än vattnet. Detta orsakas av olika kemiska processer, varav de viktigaste är adsorption och utfällning. Av dessa två processer är adsorptionen oftast den som är viktigast.

Adsorption

Adsorption är i ett samlingsbegrepp på några olika mekanismer som resulterar i att ämnen binds till markpartiklarnas ytor (Espeby & Gustafsson, 2001). Ibland används det vidare begreppet sorption. Detta innefattar även absorption, där ämnen binds till ytor inuti markpartiklarna, och andra liknande processer (Fetter, 1999). I de jordar som förekommer i Uppsalaregionen är det främst lermineral, humusämnen och oxidtytor som har specifik yta stor nog för att kunna ha nämnvärd adsorptionsförmåga.

Ett mycket förenklat sätt att beskriva adsorption är med en linjär sorptionsisoterm:

$$C_{sorb} = K_D C, \quad (2.7)$$

där C_{sorb} [mol/kg] är mängden adsorberat ämne per kg jordpartiklar och K_D [m^3/kg] är den s.k. sorptionskoefficienten (ibland kallad K_D -värdet).

Utifrån K_D , n och kompaktdensitet, ρ_s , [kg/m^3] kan man beräkna en retardationsfaktor $R_f > 1$ [dim.lös], som beskriver den fördröjande effekten (modifierat efter Domenico & Schwartz, 1990):

$$R_f = 1 + \left(\frac{1-n}{n} \right) \rho_s K_D \quad (2.8)$$

Förhållandet mellan grundvattnets linjära hastighet, \bar{v} [m/s], och transporthastigheten (genomsnittshastigheten hos en molekyl av det studerade ämnet), v_f , ges då av:

$$v_f = \bar{v} / R_f \quad (2.9)$$

För ett icke retarderat ämne är alltså transporthastigheten lika med grundvattnets linjära hastighet, medan den för ett retarderat ämne är lägre.

I allmänhet är proportionalitetskonstanten i ekvation 2.7, sorptionskoefficienten, dock inte konstant. Detta beror enligt Espeby & Gustafsson (2001) på att adsorptionen påverkas kraftigt av bl.a. pH, redoxförhållanden, ämnets löslighet och halten av konkurrerande joner (i betydelsen konkurrerande om samma adsorptionsplatser på markpartiklarnas ytor). Författarna påpekar att det därför är omöjligt att ange representativa sorptionskoefficienter för jordar med mindre än osäkerhetsfaktorn 100.

Kloridjonen adsorberas i mycket liten omfattning (Espeby & Gustafsson, 2001).

Koppar brukar betraktas som en starkt adsorberande metallkation. Den bildar lätt hydroxokomplex och binds mycket starkt till humusämnen och andra variabelt laddade partikeltyper. En viktig transportfas är därför i form av olika vattenlösliga komplex, främst organiska. Då koppar förekommer i naturliga eller något förhöjda halter är sorptionskoefficienter nästan alltid $>1 \text{ m}^3/\text{kg}$ eller ännu högre. (Espeby & Gustafsson, 2001) Adsorptionen av koppar påverkas av fördelningen mellan fast och lösligt organiskt material: vid högt DOC (Dissolved Organic Carbon; lösligt organiskt kol) sjunker K_D eftersom en större andel av kopparjonerna binds till mobila komplex (Gustafsson, 2004).

Ett sätt att hantera sorptionskoefficientens variation är att ange ett intervall inom vilket värdet förväntas ligga. Med anledning av det som sagts ovan, kan det vara rimligt att förvänta att K_D för koppar ligger i intervallet $0,1-10 \text{ m}^3/\text{kg}$.

Utfällning

Kloridjonens löslighet i vatten är mycket stor och utfällning i nämnvärd utsträckning är inte att vänta.

Under reducerande förhållanden kan sulfatjoner, som förekommer i relativt höga halter i det perkolerade vattnet (RVF, 2002), reduceras till sulfidjoner. Sulfidjoner bildar med koppar mycket svårslösligt kopparsulfid (Espeby & Gustafsson, 2001). Utfällning behandlas inte explicit i modellberäkningarna nedan.

Hydrodynamisk dispersion

Hydrodynamisk dispersion är ett samlingsbegrepp för olika processer som gör att ämnen lösta i vatten blandas om och sprids ut. Den gör att ett ämne sprids ut över ett större område än vad advektion ensam skulle ha orsakat. Hydrodynamisk dispersion kan beskrivas som summan av mekanisk dispersion och molekylär diffusion:

$$D = D' + D^* , \quad (2.10)$$

där $D \text{ [m}^2/\text{s]}$ är hydrodynamisk dispersionskoefficient, $D' \text{ [m}^2/\text{s]}$ är mekanisk dispersionskoefficient och $D^* \text{ [m}^2/\text{s]}$ är effektiv diffusionskoefficient.

Mekanisk dispersion är en konsekvens av lokala variationer kring en medelhastighet hos flödet och kan skrivas

$$D' = \alpha \bar{v}, \quad (2.11)$$

där α [m] är dispersivitet, som är en mediespecifik parameter beroende av mediets heterogenitet. Variationerna i hastighet orsakas främst av ickeidealiteter i det porösa mediet, exempelvis variationer i konduktivitet. Dessa ickeidealiteter är av olika storleksordning, vilket gör att α är skalberoende.

Det är mycket svårt att ge en bra approximation av dispersiviteten, såvida inte resultat från platspecifika spårämnesförsök i fältskala finns att tillgå. Eftersom denna studie grundar sig på generaliserade data, kommer samtliga angivelser av dispersiviteten att vara approximativa. Espeby och Gustafsson (2001) hävdar att dispersiviteten i fältskala är 0,1 m eller mer, och Appelo & Postma (1999) återger en sammanställning av många fältundersökningar och anger

$$\alpha_L = 0,1 \cdot \Delta l, \quad (2.12)$$

där Δl betecknar avståndet från källan som en tumregel (denna kan ge sken av att endast tillryggalagd sträcka påverkar dispersiviteten, vilket inte är fallet).

Dispersionen i flödets riktning, den longitudinella dispersionen, är större än den vinkelrätt mot strömriktningen, den transversella. Matematiskt ges detta av att dispersiviteterna i longitudinell och transversell led, α_L och α_T , är olika. α_T är normalt 1/5- till 1/100-del av α_L (de Marsily, 1986). Beteckningarna D_L [m²/s] och D_T [m²/s] etc. används därför då longitudinell respektive transversell dispersion avses. Ett högt värde på α motsvarar alltså stor omblandning och ett lågt värde mindre omblandning.

Flertalet referenser som använts i denna studie och som behandlar dispersivitet (Appelo & Postma, 1999; Domenico & Schwartz, 1990; de Marsily, 1986; Espeby & Gustafsson, 2001) skiljer ej på transversell dispersion i vertikal respektive horisontell led. Freeze & Cherry (1979) hävdar dock att mekanisk dispersion i vertikalled är lägre än den i horisontalled och anger $\alpha_{\text{vertikal}} = 0,01\alpha_L$. Denna skillnad skulle kunna bero på att skiktningar i mark ofta är horisontella. Vilken typ av beskrivning som bäst återspeglar verkligheten beror sannolikt på hur skiktad marken är i horisontalplanet och hur vanliga vertikala sprickor och liknande strukturer är. I denna rapport skiljs inte på transversell dispersivitet i horisontell och vertikal led.

Enligt Freeze & Cherry (1979) är transversella utbredningen (99,9 % av massan) av en haltplym $2\sigma_T$, där σ_T betecknar plymens varians i transversell led. Denna ges för en given dispersionskoefficient av (Domenico & Schwartz, 1990):

$$\sigma_T = \sqrt{(2tD_T)} \quad (2.13)$$

Ekvationerna 2.11 och 2.13 ger alltså, om konstant \bar{v} antas:

$$\sigma_T = \sqrt{2\alpha_T l} \quad (2.14)$$

Samma resonemang kan genomföras för longitudinell led. Variansen är då (Domenico & Schwartz, 1990):

$$\sigma_L = \sqrt{2\alpha_L l} \quad (2.15)$$

Plymens totala utbredning (99,9 % av massan) är nu $3 \sigma_L$ (Freeze & Cherry, 1979).

Molekylär diffusion kan beskrivas med en modifiering av Ficks lag:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D^* \frac{\partial^2 C}{\partial l^2}, \quad (2.16)$$

där D^* [m^2/s] betecknar effektiva diffusionskoefficienten (Appelo & Postma, 1999). Effektiva diffusionskoefficienten kan skattas enligt:

$$D^* = \tau \cdot D_0, \quad (2.17)$$

där D_0 [m^2/s] betecknar diffusionskoefficient i rent vatten och τ [dimensionslös] betecknar tortuositet. Tortuositet kan sägas beskriva det porösa mediets slingrighet (hög total porositet ger hög tortuositet) och varierar mellan 0,56 och 0,8 (Domenico & Schwartz 1990). Diffusionskoefficienten är ämnesspecifik och diffusionen orsakas av haltgradienter i mediet (Domenico & Schwartz, 1990). Enligt Fetter (1999) är D^* för joner i vatten vid 5°C ungefär 50% av den vid 25°C så att D^* vid 5°C kan beräknas enligt

$$D_5^* = \tau \cdot D_{25}^* \cdot 0,5 \quad (2.18)$$

Diffusionskoefficienten för Cl^- i rent vatten (25°C) är $2,03 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ (Domenico & Schwartz 1990). Ett rimligt värde för Cu^{2+} är $1 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$. I denna rapport antas effektiv diffusionskoefficient (vid rådande temperaturer i grundvattnet), $D^* = 1 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$, för de bägge ämnena.

Molekylär diffusion styrs alltså av haltgradienter och sker oberoende av vattenflöden. Dess betydelse är dock störst vid jämnt och relativt långsamt flöde. Detta skulle kunna vara fallet i jordar med låg konduktivitet eller där vattenhastigheten av andra anledningar är låg, t.ex. nära en grundvattendelare.

Advektions-dispersionsekvationen i 1-D

I tre dimensioner är advektions-dispersionsekvationen inte alldeles lätthanterlig matematiskt sett. Det kan därför vara intressant att titta på den endimensionella motsvarigheten.

I en endimensionell modell utan adsorption kan haltdistributionen beskrivas med följande ekvation (Domenico & Schwartz, 1990):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 C}{\partial l^2} - \bar{v} \frac{\partial C}{\partial l} \quad (2.19)$$

Med $\bar{v}=0$ reduceras denna till ekvation 2.16 som beskriver molekylär diffusion.

Med randvillkoren $C(0,t)=C_0$ och $C(l,0)=0$ (dvs. kontinuerlig källa vid $l=0$) fås en analytisk lösning (modifierat efter Domenico & Schwartz, 1990):

$$C(l,t) = \left(\frac{C_0}{2}\right) \cdot \left(\operatorname{erfc}\left(\frac{l-\bar{v}t}{2\sqrt{D_L t}}\right) + \exp\left(\frac{\bar{v}l}{D_L}\right) \cdot \operatorname{erfc}\left(\frac{l+\bar{v}t}{2\sqrt{D_L t}}\right) \right), \quad (2.20)$$

där *erfc* betecknar den s.k. komplementära felfunktionen (se t.ex. Domenico & Schwartz, 1990).

I en endimensionell modell med linjär adsorption och samma randvillkor som ovan ges halten av (Domenico & Schwartz 1990):

$$\frac{D_L}{R_f} \frac{\partial^2 C}{\partial l^2} - \frac{\bar{v}}{R_f} \frac{\partial C}{\partial l} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (2.21)$$

En jämförelse mellan ekvationerna 2.19 och 2.21 visar att adsorptionen minskar dispersions- och advektionstermerna med faktorn R_f . Enligt ekvation 2.8 beror R_f ej av C , l eller t och kan därför betraktas som en konstant vid lösning av ekvation 2.20. Genom substitution av D_L med D_L/R_f och \bar{v} med \bar{v}/R_f i ekvation 2.20 fås därför en analytisk lösning till ekvation 2.21:

$$C(l,t) = \left(\frac{C_0}{2}\right) \cdot \left(\operatorname{erfc}\left(\frac{l-\frac{\bar{v}}{R_f}t}{2\sqrt{\frac{D_L}{R_f}t}}\right) + \exp\left(\frac{\bar{v}l}{D_L}\right) \cdot \operatorname{erfc}\left(\frac{l+\frac{\bar{v}}{R_f}t}{2\sqrt{\frac{D_L}{R_f}t}}\right) \right), \quad (2.22)$$

vilket är ekvivalent med:

$$C(l,t) = \left(\frac{C_0}{2}\right) \cdot \left(\operatorname{erfc}\left(\frac{R_f l - \bar{v}t}{2\sqrt{D_L t R_f}}\right) + \exp\left(\frac{\bar{v}l}{D_L}\right) \cdot \operatorname{erfc}\left(\frac{R_f l + \bar{v}t}{2\sqrt{D_L t R_f}}\right) \right) \quad (2.23)$$

2.5. HYDROGEOLOGISKA FÖRUTSÄTTNINGAR I UPPSALAREGIONEN

Uppsalaregionen tillhör det s.k. Nordöstra Götalands och Östra Svealands berg-, morän- och lerområde. Området är småkuperat med berg och morän i höjderna och finkorniga sediment i sänkor (Persson, 1998). Vid inlandsisens avsmältning avsattes morän som ett utjämnande täcke direkt på berggrunden. De postglaciala och yngre jordarterna underlagras därför i stor utsträckning av morän. (Rudmark, 2000) Hela regionen ligger under HK.

2.5.1. Berggrund

Berggrunden domineras av urbergsgnejser och graniter (Persson, 1998). Grundvatten i kristallint berg, t.ex. granit, gnejs, och sedimentär kalkstensberggrund förekommer i allmänhet till största delen i sprickor orsakade av rörelser i jordskorpan (i kalksten även i karstbildningar). Grundvattenmagasin i dessa bergarter uppvisar ofta mycket heterogena egenskaper med stora lokala variationer. Bergmassan i sig är i princip tät och förutsättningarna för grundvattenflöde kommer därför att främst bestämmas av sprickornas orientering, frekvens och vattenförande egenskaper. Kristallint berg har i allmänhet mycket låg effektiv porositet, vilket medför att grundvattenflödets linjära hastighet i berget kan vara relativt hög (jämför ekvation 2.3). (Vägverket, 1998) Granit är ofta sprickig medan vissa gnejser är sprickfattiga. I övergången mellan morän och berg förekommer ofta s.k. rösberg, vilket är uppsprucket berg som kan ha mycket hög konduktivitet. (Grip & Rodhe, 1994)

I projektregionen består berggrunden främst av leptitgnejs och urgranit. Endast en mindre del av det vatten som infiltreras i marken tillförs berggrunden på grund av dess relativt jordlagrens ofta mycket låga konduktivitet och obetydliga magasinering förmåga. (Antal et al., 1998)

Berggrundens hydrauliska konduktivitet i Uppsala län har av Antal et al. (1998) uppskattats med hjälp av uppgifter om brunnsdjup, uttagskapacitet och avsänkning från ca 7000 brunnar i SGU:s brunnarkiv. Studien tyder på stora lokala variationer i hydraulisk konduktivitet. Den varierar i allmänhet mellan 10^{-6} och 10^{-8} m/s med ett medianvärde $5,9 \cdot 10^{-8}$ m/s. Högsta och lägsta värde är $1,5 \cdot 10^{-4}$ respektive $1,7 \cdot 10^{-11}$ m/s. Det förtjänar att påpekas att eftersom kristallint berg är så inhomogent, är försök att ange en representativ konduktivitet för de relativt sett små skalor det handlar om när ämnestransport från en vägkropp studeras, behäftat med stora svårigheter.

2.5.2. Jordarter

De dominerande jordartstyperna (inklusive urberg) på karteringsdjupet är enligt jordartskartorna (Ae 9, Ae 10, Ae 113, Ae 125) urberg, morän, glacial och postglacial lera samt svallsand (på jordartskartor i serie Ae t.o.m. Ae 122 betecknat ”grovmo och sand”). Även våtmarksområden i form av kärr och mossar förekommer.

Morän

Morän är landisens direkta avlagring. Den består av material som isen tagit upp, transporterat och avlagrat som en osorterad jordart. På grund av den ofta mycket heterogena sammansättningen är det svårt att geohydrologiskt klassificera morän i stort. Försök har visat att uppmätta hydrauliska konduktiviteter ofta är mycket skalberoende, med högre konduktiviteter i fältskala än i labbskala, beroende på förekomsten av sedimentstrukturer (t.ex. inslag av skikt av sorterat material) och sprickor. Beroende på utgångsmaterialets sammansättning och hållfasthet, samt bearbetning och transportlängd i isen kan vissa kornstorlekar dominera i moränen. (Knutsson & Morfeldt, 1995)

Hydrauliska konduktiviteten minskar ofta snabbt med djupet, t.ex. anger Lundin (1990) att generella hydrauliska konduktiviteten minskar med en faktor 10^3 mellan nivåerna 0,2 och 0,7 m under markytan i vanlig beskogad morän. I den mån sandiga eller grusiga skikt förekommer på djupet kan dock dessa ha stor betydelse för grundvattenflödet. (Grip & Rodhe 1994)

Moränen i regionen saknar i stort egna ytformer. Den utfyller i viss mån berggrundsytans depressioner, men framförallt i sluttningar med flack markyta tros moräntäcknet vara ganska jämnt. De ytformer som förekommer i moränen är främst ändmoräner, och även en del läsidesmoräner. I områden med rikliga hållblottningar är moränens mäktighet vanligen mindre än 3 m, medan den inom stora obrutna moränområden kan vara större, i allmänhet upp till högst 5 m. I större sänkor och dalstråk, där moränen kan vara täckt av yngre jordlager, kan mäktigheten sannolikt ibland överstiga 10 m. Sett till kornstorleksfördelning är sandig morän den helt dominerande moräntypen. (Möller & Stålhös 1971, 1974; Möller, 1993; Rudmark, 2000)

Leror

Glacialleran förekommer ofta som ett heltäckande lager i dalgångarna. Den glaciala leran är som regel fin/styv och kalkhaltig. Inslag av mo- och mjälaskikt tilltar vanligtvis mot djupet och i de undre delarna kan även sandskikt vara vanliga. Detta gäller i synnerhet i närheten av större isälvsavlagringar. I övrigt vilar dock leran oftast direkt på morän, vars övre delar då kan vara ursvallade så att konduktiviteten är högre än normalt för morän, men det förekommer också lager av mo, sand eller grus mellan glacialleran och underliggande morän. Lerans mäktighet är i flertalet små lerområden högst några få meter. I större dalgångar kan glaciallerans mäktighet vara 5-10 m, och på vissa ställen uppemot 100 m. (Möller & Stålhös 1971, 1974; Möller, 1993; Rudmark, 2000)

Postglacial lera förekommer både i dalgångar och i slättområden och på huvudsakligen lägre liggande områden upp till 30 m.ö.h. Den postglaciala lerans mäktighet är vanligen begränsad till mellan 0,5 och 3 m. (Möller & Stålhös 1971, 1974; Möller 1993; Rudmark, 2000) Postglacial lera är oftast rik på inlagrat organiskt material (Mácsik et al., 1998).

Lermark i Uppsalatrakten används ofta för jordbruksändamål och är då vanligen dränerad med nedgrävda rör. Typiskt dräneringsdjup är ca 1 m med ca 10 m inbördes avstånd mellan rören (Jarvis, 2004).

Isälvsavlagringar

Isälvsmaterial, främst i form av grus och sand, förekommer i ett antal åsar och mindre formationer i regionen. Där isälvsavlagringarna uppträder i stråk kan man vänta sig att det i vissa fall finns isälvsmaterial dolt under de överliggande, yngre jordarterna. I direkt anslutning till framför allt de större isälvsavlagringarna i länet fortsätter ställvis sand- och gruslager under lera utåt från isälvsavlagringens sidor. Ovanpå leran finns ofta svallsediment främst i form av sand, vars mäktighet kan uppgå till några meter nära isälvsavlagringarna men vanligen avtar med ökat avstånd från dessa. (Möller & Stålhös 1971, 1974; Möller, 1993; Rudmark, 2000; Söderholm et al., 1983) Åsarna är av s.k. subakvatisk typ, dvs. de har avsatts under HK. Kännetecknande för denna typ av åsar är att de ofta har en åskärna av grovt material som ligger an direkt mot berg. Utåt sidorna återfinns ofta en så kallad mantel av sandigt-grusigt material. (Knutson & Morfeldt, 1995)

På grund av att stora vattenmängder kan transporteras och lagras i isälvsavlagringarna har dessa fått stor betydelse för grundvattenförsörjningen i Uppsala län. Formationer som bedömts ha uttagskapaciteter motsvarande mer än 25 l/s är i allmänhet viktiga

regionala tillgångar, men även de med mindre uttagsmöjligheter kan vara viktiga lokalt. (Antal et al., 1998) En redovisning av bedömda uttagskapaciteter finns på grundvattenkartan (Grundvattenkartan, Uppsala län, Ah 5).

Svallsand

Områden med svallsand förekommer i mindre omfattning även utan anknytning till isälvsavlagringar. Sedimenten härrör då ofta från svallning av exponerade moränhöjder. Svallsanden mäktighet är i dessa fall oftast högst omkring en meter och vilar i terrängens högre delar på morän och i de lägre ofta på lera. Svallsedimentområden som är för små eller för tunna för att karteras på jordartskartan förekommer i och omkring moränområden. (Antal, 1998; Möller & Stålhös 1971, 1974) Svallsediment på lera torde ofta ha relativt yttlig grundvattenyta på grund av den låga konduktiviteten hos underliggande lera.

Torv och organiska jordar

Torvavlagringar bildas dels vid igenväxning av sjöar, dels vid försumpning av mark. De flesta torvmarkerna inom regionen har uppkommit genom igenväxning av sjöar. Torvmarker brukar delas in i kärr och mossar. Kärr är utströmningsområden och förses alltså med vatten både från nederbörd och omgivande fastmark (i form av tillströmmande grundvatten). Denna indelning används även på jordartskartorna.

Mossar är tidigare kärr som vuxit i höjdled så att de förlorat kontakten med fastmarksvattnet och övergått till att bli inströmningsområden. De förses alltså med vatten endast från nederbörd och bildas vanligen på plan mark, ofta på vattendelare (Grip & Rodhe, 1994). Deras ytor är i regionen vanligen plana. Torvmarkerna i regionen domineras klart av kärr. Gytta utgörs av mer eller mindre finfördelade rester av högre växter, plankton alger och andra organismer. (Möller & Stålhös 1971, 1974; Möller, 1993; Rudmark, 2000)

2.5.3. Grundvattenbildning

Medelnederbörden i Uppsala län är av storleksordningen 650-700 mm/år. All nederbörd bildar dock inte grundvatten; en stor del av vattnet avdunstar och en del bildar ytavrinning. Den specifika avrinningen för ett avrinningsområde är skillnaden mellan nederbörd och avdunstning, uttryckt per ytenhet, och skulle kunna tänkas vara lika med grundvattenbildningen. Grundvattenbildning sker dock per definition bara i inströmningsområden (Grip & Rodhe, 1994). Grundvattenbildningen bör alltså vara lägre än specifika avrinningen. Specifika avrinningen för Uppsalaregionen är enligt Antal et al. (1998) 200-300 mm/år. Grundvattenbildningen i regionen är (i genomsnitt) ca 200 mm/år. (Söderholm et al., 1983; Espeby & Gustafsson, 2001)

3. METOD

Nedan definieras ett typmiljösystem. En konceptuell modell av en vägkonstruktion görs. Denna tänkta väg placeras sedan in på olika sätt i de olika typmiljöerna. Några inledande bedömningar av transportförutsättningarna görs och analytiska modeller ställs upp för att ge en bild av det troliga transportförloppet. Därefter används ett modellverktyg för att göra numeriska modeller för några kombinationer av typmiljö och vägplacering.

För att kvantifiera ämnestransporten inom olika typmiljöer definieras två utvärderingspunkter, belägna 10 m respektive 40 m nedströms vägmitt (se vidare avsnitt 5.3.1). Avståndet 10 m från vägmitt valdes för att utvärderingspunkten då ligger ”nära”, inom det s.k. vägområdet, och avståndet 40 m valdes för att utvärdera i en punkt ”långt bort”.

3.1. DEFINITION AV TYPMILJÖER

Här definieras ett antal hydrogeologiska typmiljöer. Den valda indelningen är baserad på de beskrivningar av regionens hydrogeologiska förhållanden som görs i avsnitt 2.5. Någon ambition att täcka in alla förekommande marktyper finns inte, utan syftet har snarare varit att schematiskt beskriva betingelser som är vanligt förekommande i regionen.

För att förenkla resonemang kring de olika typmiljöerna och motsvarande finita differensmodeller betraktas de skisser av typmiljöer som ges i följande avsnitt, som kartskisser. Detta görs endast för att det skall bli smidigt att referera till skisserna och inga slutsatser om verkliga miljöers orientering skall göras. Av samma anledning definieras ett koordinatsystem xyz med origo placerat i nedre sydvästra hörnet på de olika typmiljöerna (figur 3.1).

De flesta parametrar som specificeras nedan är försedda med ett intervall. Detta skall tolkas som ett intervall inom vilket parametern kan variera för den aktuella jordarten. Intervallet avspeglar dels det faktum att det kan vara svårt att specificera ett enskilt värde, dels att vissa av parametrarna faktiskt varierar mellan olika punkter i marken.

3.1.1. Typmiljö morän

”Morän” betecknar fortsättningsvis antingen jordarten, som då antas kunna representeras av de parametervärden som specificeras nedan, eller typmiljön morän, bestående av uppsättningen av parametervärden, samt de givna randvillkoren och lagerföljden. Vilken betydelse som avses torde framgå av sammanhanget.

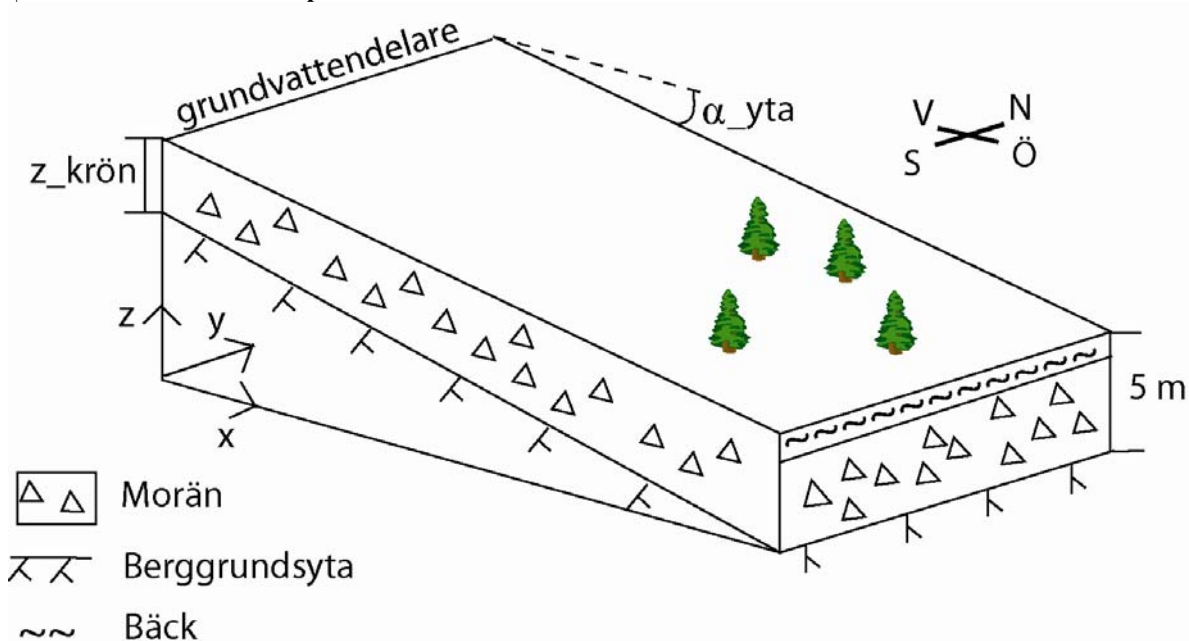
Lagerföljd och geometri

Ett moräntäcke ligger direkt på berggrunden. Moränens mäktighet är 5 m längst ner i sluttningen och den antar ett minimivärde Δz längst upp. Markytans lutning, α_{yta} , och moränlagrets tjocklek för de olika lutningarna framgår av tabell 3.1 (se även figur 3.1). Den översta metern av moränlagret är påverkad av klimat och vegetation och är mindre tät än den djupare liggande moränen. De två moräntyperna betecknas fortsättningsvis yttlig respektive djupare morän.

Tabell 3.1. Geometri för typmiljö morän. †

Typmiljö	Lutning [%]	α_{yta}	$\Delta z_{krön}$
Morän	1	1 %	5
Morän	5	5 %	3
Morän	10	10 %	2
Morän	20	20 %	1

† Ansatta värden baseras på avsnitt 2.5.



Figur 3.1. Lagerföljd i typmiljö morän.

Randvillkor

I profilens västra kant finns en grundvattendelare. Vid sluttningens fot ligger en bäck med djupet 1 m relativt markytan och vattendjup 0,5 m. I nord och syd sker flödet parallellt med respektive kant.

Parametervärden

Ansatta parametervärden för djupare morän på djup större än en meter ges i tabell 3.2. Longitudinella dispersiviteten, α_L , har ansatts med ledning av ekvation 2.12 och transversella dispersiviteten har satts till $0,1 \alpha_L$. Övriga parametervärden är en syntes av litteraturvärden hämtade ur Avén (1984), de Marsily (1986), Devinny et al. (1990), Domenico & Schwartz (1990), Lundin (1990), Carlsson & Gustafson (1991), Grip & Rodhe (1994), Knutsson & Morfeldt (1995), Fetter (2001) och Eklund (2002).

Tabell 3.2. Parametervärden för morän under ytskiktet (sandig morän).

Parameter	Medianvärde	Intervall
K_x [m/s]	$5 \cdot 10^{-7}$	10^{-5} - 10^{-8}
K_y [m/s]	$5 \cdot 10^{-7}$	10^{-5} - 10^{-8}
K_z [m/s]	$5 \cdot 10^{-7}$	10^{-5} - 10^{-8}
n [%]	30	25-50
n_e [%]	3,5	2-15
S_s [m ⁻¹]	0,075	ej definierat
S_v [%]	15	ej definierat
α_L [m] †	10	ej definierat
α_T [m] †	1	ej definierat
ρ_s [kg/m ³]	2650	2650-2700

† Mycket approximativt värde (se vidare avsnitt 2.4.2).

För den ytliga moränen på djupet 0-1 m har dessa värden justerats något i samråd med Jonasson (2004), se tabell 3.3. Lagret har en högre hydraulisk konduktivitet än den djupare moränen. Dispersiviteten har höjts för att återspegla ökad heterogenitet relativt den djupare moränen. Även några andra parametrar skiljer sig.

Tabell 3.3. Parametervärden för ytlig morän (sandig).

Parameter	Medianvärde	Intervall
K_x [m/s]	$5 \cdot 10^{-6}$	10^{-5} - 10^{-8}
K_y [m/s]	$5 \cdot 10^{-6}$	10^{-5} - 10^{-8}
K_z [m/s]	$5 \cdot 10^{-6}$	10^{-5} - 10^{-8}
n [%]	35	25-50
n_e [%]	3,5	2-15
S_s [m ⁻¹]	0,075	ej definierat
S_v [%]	15	ej definierat
α_L [m] †	25	ej definierat
α_T [m] †	2,5	ej definierat
ρ_s [kg/m ³]	2650	2650-2700

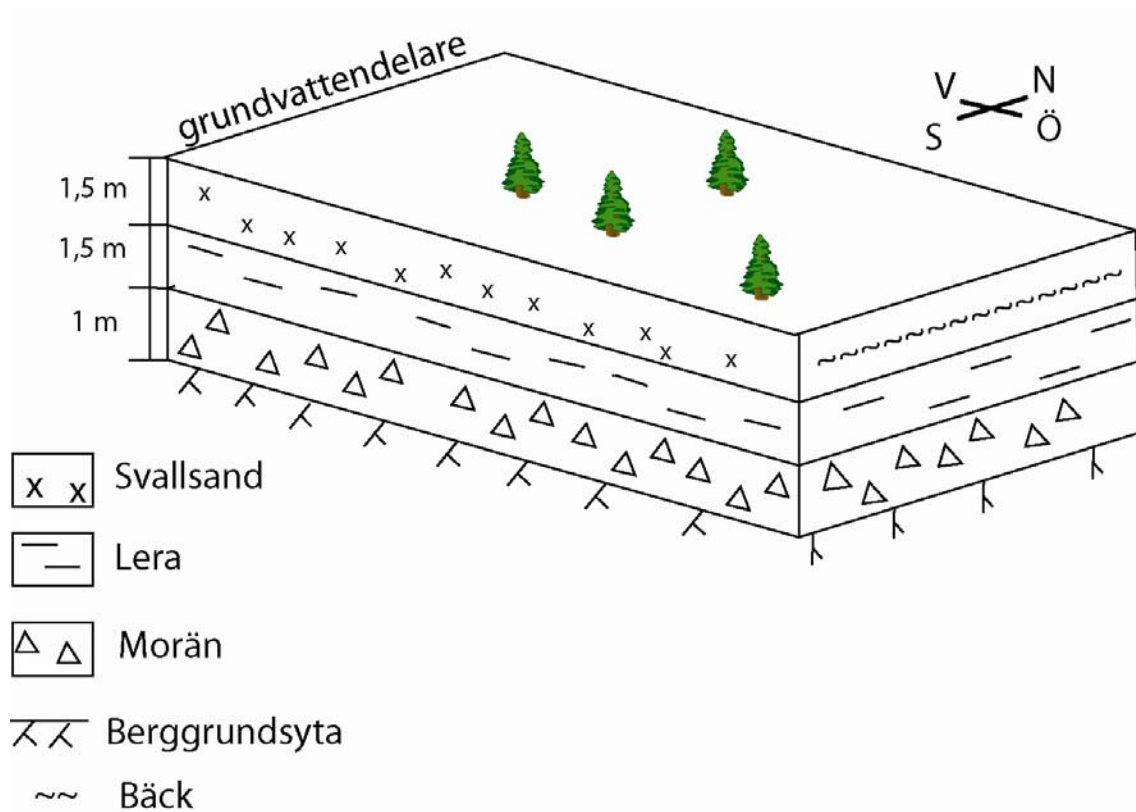
† Mycket approximativt värde (se vidare avsnitt 2.4.2).

3.1.2. Typmiljö svallsand

”Svallsand” betecknar fortsättningsvis antingen jordarten, som då antas kunna representeras av de parametervärden som specificeras nedan, eller typmiljön svallsand, bestående av uppsättningen av parametervärden, samt de givna randvillkoren och lagerföljden. Vilken betydelse som avses torde framgå av sammanhanget.

Lagerföljd och geometri

På berggrunden finns i tur och ordning ett moräntäcke, ett lertlager och ett lager svallsand vars mäktigheter framgår av figur 3.2. Samtliga lagers ytor är horisontella.



Figur 3.2. Lagerföljd i typmiljö svallsand.

Randvillkor

I väst finns en grundvattendelare och i öst finns en bäck med vattenyta och bottennivå 1 m respektive 1,5 m i under markytan.

Parametervärden

Ansatta parametervärden för svallsanden ges i tabell 3.4. De är en syntes av litteraturvärden hämtade ur Avén (1984), de Marsily (1986), Devigny et al. (1990), Domenico & Schwartz (1990), Carlsson & Gustafson (1991), Grip & Rodhe (1994), Knutsson & Morfeldt (1995), Fetter (2001) och Eklund (2002). Moränen är av den djupare typen som beskrivits i föregående avsnitt, och parametervärden för lera ges i följande avsnitt.

Tabell 3.4. Parametervärden för svallsand.

Parameter	Medianvärde	Intervall
K_x [m/s]	10^{-4}	10^{-2} - 10^{-6}
K_y [m/s]	10^{-4}	10^{-2} - 10^{-6}
K_z [m/s]	10^{-4}	10^{-2} - 10^{-6}
n [%]	35	30-48
n_e [%]	25	10-30
S_s [m^{-1}]	0,073	ej definierat
S_y [%]	22	ej definierat
α_L [m] †	25	ej definierat
α_T [m] †	2,5	ej definierat
ρ_s [kg/m^3]	2650	2650-2700

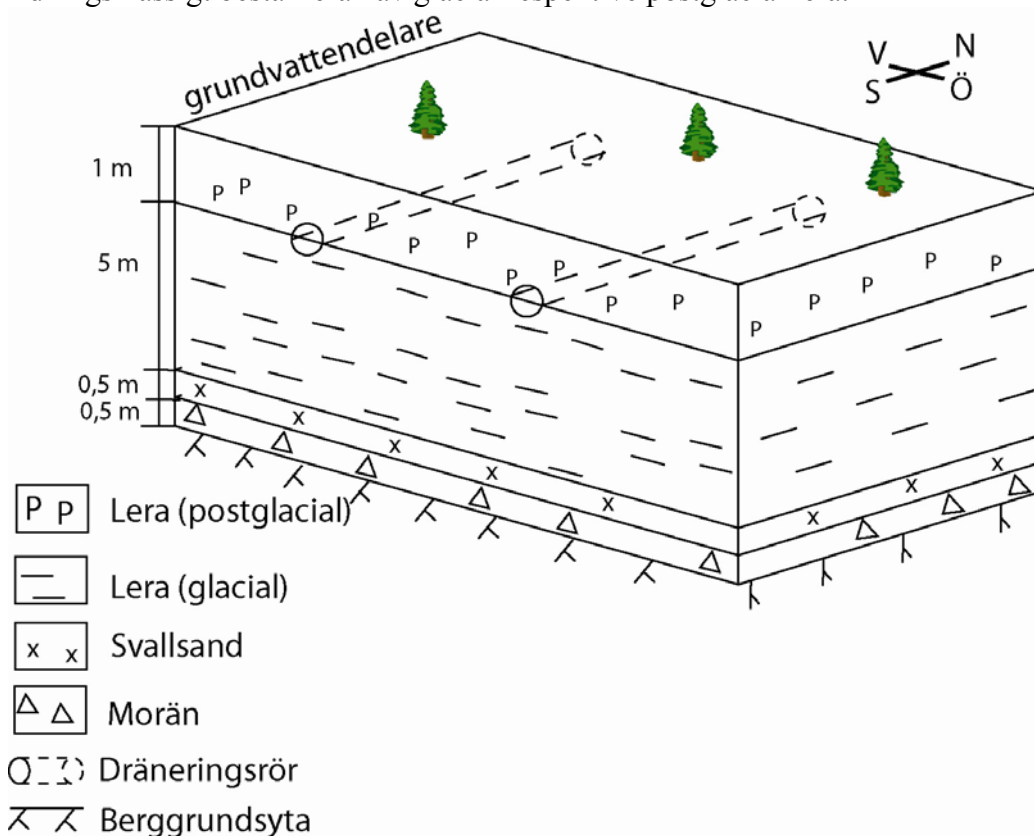
† Mycket approximativt värde (se vidare avsnitt 2.4.2).

3.1.3. Typmiljö lera

Lera avser fortsättningsvis antingen jordarten lera, som då antas kunna representeras av de parametervärden som specificeras nedan, eller typmiljön lera, bestående av uppsättningen av parametervärden, samt de givna randvillkoren och lagerföljden. Vilken betydelse som avses bör framgå av sammanhanget.

Lagerföljd och geometri

Ovanpå berggrunden vilar i tur och ordning ett moräntäcke, ett skikt svallsand, ett lager lera, vars mäktigheter framgår av figur 3.3. Samtliga lager är horisontella. Bildningsmässigt består leran av glacial respektive postglacial lera.



Figur 3.3. Lagerföljd i typmiljö lera.

Det är tänkbart att lerans översta skikt, i figuren motsvarande det postglaciala lerlagret, är s.k. torrskorpelera. Denna lera har struktur i form av tork- och tjälsprickor och har därmed andra egenskaper än den djupare liggande leran (se t.ex. Ringesten, 1988). Vid modellberäkningarna nedan särskiljs därför två typer av lera med skilda egenskaper vad gäller vattenflöde och ämnestransport: strukturlös lera och torrskorpelera. Dock görs ingen åtskillnad på glacial och postglacial lera vid beräkningarna.

Randvillkor

Inget in- eller utflöde antas ske genom profilens sidor. Detta motiveras av att den huvudsakliga dräneringen antas ske genom dräneringsrören.

Parametervärden

Ansatta parametervärden för den strukturlösa leran ges i tabell 3.5. De är en syntes av litteraturvärden hämtade ur Avén (1984), de Marsily (1986), Devigny et al. (1990),

Domenico & Schwartz (1990), Grip & Rodhe (1994), Knutsson & Morfeldt (1995), Fetter (2001) och Eklund (2002).

Tabell 3.5. Parametervärden för lera (strukturlös).

Parameter	Medianvärde	Intervall
K_x [m/s]	10^{-10}	10^{-8} - 10^{-12}
K_y [m/s]	10^{-10}	10^{-8} - 10^{-12}
K_z [m/s]	10^{-10}	10^{-8} - 10^{-12}
n [%]	46	33-60
n_e [%]	46	33-50
α_L [m] †	0,1	ej definierat
α_T [m] †	0,01	ej definierat
ρ_s [kg/m ³]	2750	2700-2800

† Mycket approximativt värde (se vidare avsnitt 2.4.2).

För torrskorpeleran har dessa värden justerats något i samråd med Jonasson (2004), se tabell 3.6. Effektiva porositeten, n_e har reducerats från 46 % till 1% för att visa på effekten av makroporer i leran. Konduktiviteten har höjts en faktor 30 och dispersiviteten har höjts en faktor tio, för att återspegla ökad heterogenitet relativt den strukturlösa leran.

Tabell 3.6. Parametervärden för torrskorpelera

Parameter	Medianvärde	Intervall
K_x [m/s]	$3 \cdot 10^{-9}$	10^{-6} - 10^{-10}
K_y [m/s]	$3 \cdot 10^{-9}$	10^{-6} - 10^{-10}
K_z [m/s]	$3 \cdot 10^{-9}$	10^{-6} - 10^{-10}
n [%]	46	33-60
n_e [%]	1 %	ej definierat
α_L [m] †	1	ej definierat
α_T [m] †	0,1	ej definierat
ρ_s [kg/m ³]	2750	2700-2800

† Mycket approximativt värde (se vidare avsnitt 2.4.2).

3.1.4. Utelämnade områden

Vissa vanligt förekommande marktyper representeras ej av någon av de typmiljöer som definieras ovan. Några av dessa utelämnade områden redovisas nedan tillsammans med en motivering till varför de utelämnats.

Urbergsområden tas, trots den relativt rikliga förekomsten av dessa inom regionen, inte upp som en typmiljö. Detta beror på att vattenflöde i kristallint berg som tidigare påpekats är mycket komplext. Flödet styrs i princip av förekomsten av sprickor och deras orientering (Antal et al., 1998). Generella förutsägelser med hjälp av en hydrogeologisk typmiljö är därför sannolikt svåra att göra på ett bra sätt.

Torvmarker, som även de har relativt stor utsträckning inom regionen, tas inte heller med bland typmiljöerna. Detta beror på att väganläggning på torvmark förmodligen undviks av praktiska skäl. Det kan tilläggas att kärr per definition utgör utströmningsområde för grundvatten. Eventuella föroreningar i perkolerat vatten från en vägkonstruktion på platsen torde därför inte påverka grundvattnet i närområdet.

Isälvsavlagringar har utelämnats då det är mindre troligt att dessa blir aktuella för nyanläggning av vägar, på grund av den betydelse för vattenförsörjning isälvsavlagringar ofta har.

3.2. VÄGMODELLEN

I detta kapitel definieras uppbyggnad och egenskaper för den hypotetiska väg som sedan placeras in i de olika typmiljöerna.

3.2.1. Projektvägens uppbyggnad

Den hypotetiska väg, betecknad projektvägen, som används i studien är dimensionerad med en sträcka av den s.k. Törringevägen, som byggdes hösten 1998 utanför Malmö, samt väg 700 utanför Björklinge som förebilder (Arm, 2000; vägritningar väg 700).

Törringevägens och projektvägens uppbyggnader framgår av figur 3.4.

Asfalt	130 mm	Asfalt
Krossad betong	150 mm	Krossat berg
Slaggrus	465 mm	Slaggrus
Törringevägen		Projektvägen

Figur 3.4. Uppbyggnaden av Törringevägen (RVF, 2002) och projektvägen.

I projektvägen används slaggrus som del i förstärknings- och skyddslager. Slitlagret utgörs av asfalt och bärlagret av granitkross. Lagertjocklekarna är desamma som i Törringevägen. Den lågpermeabla delen av vägen är 9 m bred och den högpermeabla delen 3,5 m. Ett dike med dikesbotten 30 cm under terrassytan finns på ömse sidor om vägen. Terrassytan befinner sig på djupet 0,5 m under den ursprungliga markytan, dvs. på det s.k. karteringsdjupet. Slaggruset används endast i den lågpermeabla delen av vägen, dvs. under asfaltsytan och ej i vägslänterna.

3.2.2. Projektvägens hydraulik

Nederbörden antas jämnt fördelad över året. En årlig avdunstning om 500 mm/år i vägslänterna (på grund av god vattentillgång för växtligheten där) och 65 mm/år på asfaltsytan (motsvarande 10 % av årsnederbörden) ansätts. Vägbanan (12,5 m bred) antas impermeabel, så att resterande vatten fördelas jämnt över slänterna (total bredd 3,5 m). Då fås en potentiell infiltration om $(3.5 \cdot (650 - 500) + 9 \cdot (650 - 65)) / 3.5 = 1650$ mm/år i vägslänterna. Beträktat som medelinfiltration över hela vägens bredd blir infiltrationen då $(1650 \cdot 3.5) / 12.5 = 460$ mm/år (detta värde har beräknats främst för senare användning i numerisk modell). Värdet ska betraktas som en osäker men konservativ uppskattning.

3.2.3. Halter i perkolerat vatten

Ett grovt sätt att relatera resultat av lakteter i laboratoriemiljö till utlakning i ett verkligt objekt, är att utgå från vattenflöde per areaenhet genom den del av vägkroppen där slaggrus förekommer och sedan beräkna ett ackumulerat flöde under en lämplig tidsperiod. Genom att dividera denna ackumulerade vattenvolym med massan slaggrus

per areaenhet fås en L/S-kvot (se avsnitt 2.3.2). Motsvarande ackumulerat massflöde av utlakade ämnen per kilogram slaggrus kan då hämtas från litteraturen. Detta angreppssätt används även av exempelvis Olsson et al. (2005) och Reid et al. (2001).

Om en tidsperiod på 50 år betraktas och slaggrussektionen antas utsättas för vatten motsvarande 30 mm/år (vilket torde vara en konservativ skattning, se vidare avsnitt 2.2.2), kan en motsvarande L/S-kvot beräknas enligt följande:

Vattenflöde 30 mm/år under 50 år ger en ackumulerad vattenvolym 1500 mm (alltså 1500 liter per kvadratmeter väg). Slaggruslagret i vägen är 465 mm tjockt och densiteten ca 1600 kg/m³, vilket motsvarar 744 kg slaggrus per kvadratmeter väg. L/S-kvoten blir då 1500/744 ≈ 2 l/kg.

Utgående ifrån A_{LS2} [kg ämne/kg slaggrus] (se avsnitt 2.3.2) kan halten av ett givet ämne i det vattnet som kommit i kontakt med slaggruset uppskattas. Denna halt blir då $A_{LS2} / (2 \cdot 0,001) = 500 A_{LS2}$. Detta uttryck multipliceras sedan med faktorn (30 mm per år 9 m)/(460 mm per år 12,5 m), vilket är andelen vatten som kommit i kontakt med slaggruset av totala vattenvolymen som passerat genom vägen. Halten av ett givet ämne i perkolerande vatten (vatten som passerat genom vägen) uppskattas alltså enligt:

$$C_{perk} = 500 \cdot A_{LS2} \frac{30 \cdot 9}{460 \cdot 12,5} \approx 23 \cdot A_{LS2} \quad (3.1)$$

Denna mycket approximativa modell ger en konstant halt av utlakade ämnen och är troligen ingen bra beskrivning av verkligheten, men kan ge en konservativ uppskattning av rimliga halter. Detta gäller förutsatt att den valda lakmetoden är relevant för de förhållanden som råder i en vägkropp. Värden på A_{LS2} och motsvarande halter i perkolerat vatten beräknade enligt ekvation 3.1 anges i tabell 3.7. I verkligheten kan halterna vara både högre eller lägre än de här ansatta (ytterligare kommentarer i frågan återfinns i avsnitt 5.1.2.).

Tabell 3.7. Ansatta halter i perkolerande vatten, samt de referensdata som dessa grundar sig på.

	A_{LS2} [kg/kg] (RVF, 2002)	C_{perk} [kg/m ³]
Cu ²⁺	$2,4 \cdot 10^{-6}$	$6 \cdot 10^{-5}$
Cl ⁻	$1,6 \cdot 10^{-3}$	0,04

3.3. ADSORPTIONSMODELL

Den linjära adsorptionsmodell som beskrivs av ekvation 2.7 används. Motivet att välja denna modell är främst att den matematiskt sett är lätthanterad. Den osäkerhet som är förknippad med det faktum att K_D för de flesta ämnen ej är konstant, kan hanteras genom att en lägre och övre gräns för K_D definieras.

För klorid sätts $K_D=0$ och för koppar sätts $K_D=1$ m³/kg (se avsnitt 2.4.2). Dessutom definieras två ämnen betecknade "ämne A" och "ämne B" med $K_D=0,01$ m³/kg respektive $K_D=0,1$ m³/kg, för att utvärdera effekterna av variationer i K_D .

3.4. INLEDANDE BEDÖMNINGAR

Inledande bedömningar görs för att skaffa kunskap om vad som kan vara intressant att studera i det fortsatta arbetet.

3.4.1. Lokala topografins betydelse

Regional och lokal topografi har stor betydelse för flödesbilden och därmed för förutsättningarna för ämne-transport från vägkonstruktionen. Även vägens sträckning genom en viss typmiljö har betydelse för ämne-transporten med grundvattnet.

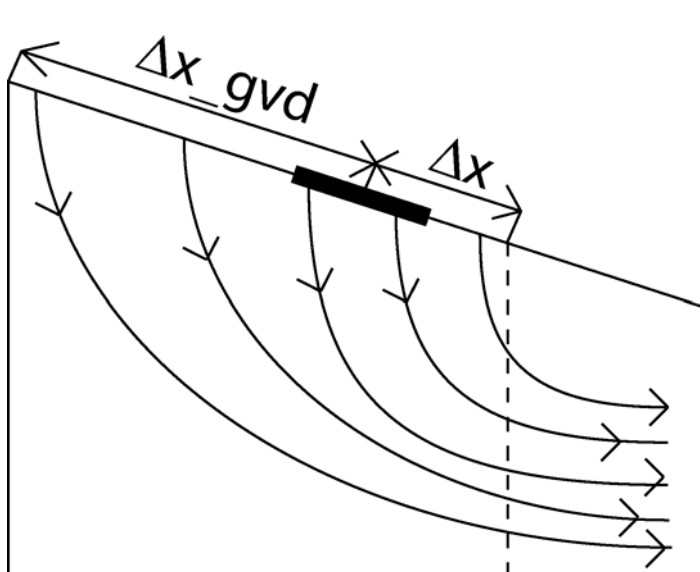
Topografins betydelse för grundvattenytans läge

Darcys lag (ekvation 2.2) kan skrivas om på följande sätt:

$$q_{spec} = -mK \frac{\partial h}{\partial l}, \quad (3.2)$$

där q_{spec} [m^2/s] betecknar specifikt flöde (flöde per breddenhet) och m är mäktighet på grundvattenförande lager. Vid stationärt flöde i ett marktvärsnitt i en konstant lutande sluttning, gäller att specifika flödet i en punkt är produkten av grundvattenbildningen, q_{gb} [m/s], och horisontella avståndet till grundvattendelaren, Δx_{gvd} [m] (figur 3.5):

$$q_{spec} = \Delta x_{gvd} \cdot q_{gb} \quad (3.3)$$



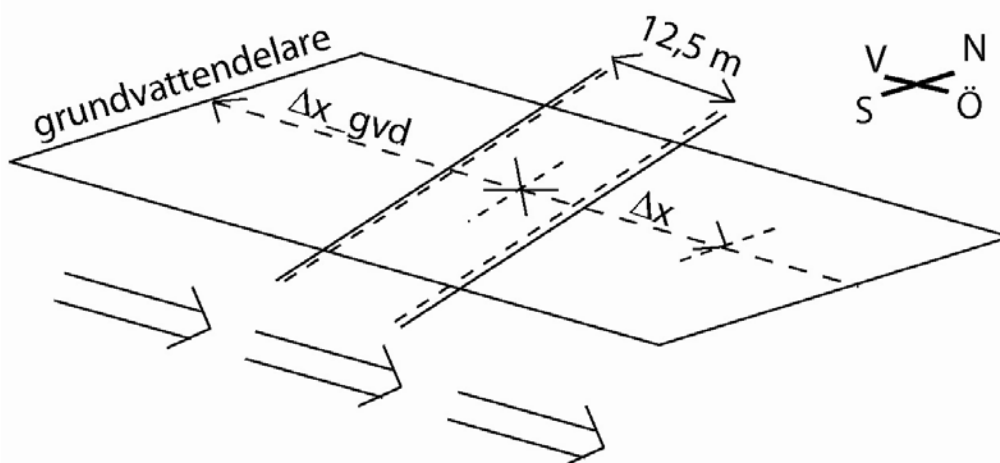
Figur 3.5. Schematiskt tvärsnitt av en sluttning. Grundvattendelaren ligger längst till vänster i figuren. Den streckade linjen motsvarar det betraktade tvärsnittet.

Generellt gäller alltså att ju längre från grundvattendelaren, desto högre specifikt flöde. Av detta kan flera slutsatser dras: i mark med relativt låg konduktivitet, t.ex. morän, ligger grundvattenytan ofta relativt nära markytan. (Moränlagrets mäktighet och förekomsten av dämmande bergtrösklar har stor betydelse.) Om avståndet till grundvattendelaren ökar kommer specifika flödet att öka. Detta kompenseras då med ökad mäktighet på grundvattenförande lager (dvs. grundvattenytan stiger), ökad totalpotentialgradient samt möjligen ökad hydraulisk konduktivitet, då på grund av vertikala variationer i markens egenskaper. Detta kan ske ända tills $q_{spec} > mK \cdot \frac{\partial h}{\partial l}$, det

vill säga tills markens borttransporterande förmåga överskrids och grundvattenytan stiger över markytan så att ytavrinning bildas.

Vägens placering

Vilka halter, av i det perkolerade vattnet förekommande ämnen, som kommer att uppträda i omgivningarna, påverkas bland annat av vägkonstruktionens läge i förhållande till grundvattendelare, samt dess vinkel (i horisontalplanet) i förhållande till dominerande flödesriktning (figur 3.6). Implicit i resonemangen som förs nedan ligger antagandet att perkolerat vatten och infiltrerat regnvatten blandas väl i vertikalled. Fullständig blandning (som i en brunn med intag på alla nivåer och god omrörning) är naturligtvis inte att vänta, men den transversella dispersionen gör att viss vertikal blandning sker.



Figur 3.6. Skiss av typmiljö. Genom typmiljön går en väg med en viss vinkel mot dominerande flödesriktning, γ , och ett visst avstånd till grundvattendelaren, Δx_{gvd} . Horisontella avståndet mellan vägmitt och ett nedströms beläget tvärsnitt betecknas Δx .

Grundtanken är att i en viss given grundvattenvolym bestäms sammansättningen av andelen perkolerat vatten och andelen opåverkat grundvatten. Dessa andelar bestäms i sin tur av flödeslängden under vägen (med en viss given tillförsel av perkolerat vatten per längdenhet) och omgivningen (med en viss given tillförsel av opåverkat grundvatten per längdenhet). Utifrån dessa andelar och kunskap om lak- respektive det opåverkade grundvattnets kemiska sammansättning låter sig en skattning av grundvattnets kemiska sammansättning beräknas.

Om avståndet i flödets riktning mellan grundvattendelaren och vägens mittlinje, Δx_{gvd} , är litet, är specifika flödet relativt sett lågt och därmed vattenvolymen tillgänglig för utspädning av det perkolerade vattnet liten. Med större avstånd är större specifikt flöde, större vattenvolym och därmed större utspädningseffekt att vänta.

Vinkeln mellan grundvattnets dominerande flödesriktning och vägen, γ , har också betydelse. Om grundvattnets dominerande flödesriktning är vinkelrät mot vägen, $\gamma=90^\circ$, kommer flödeslängden under vägen, och därmed tillförseln av perkolerat vatten, att minimeras. Om däremot dominerande flödesriktning är parallell med vägkonstruktionen, kan det tänkas att andelen perkolerat vatten blir mycket hög.

De vägplaceringar som utvärderas är följande:

- Vägplacering 1: $\Delta x_{gvd} = 50 \text{ m}$; $\gamma = 90^\circ$
- Vägplacering 2: $\Delta x_{gvd} = 10 \text{ m}$; $\gamma = 90^\circ$
- Vägplacering 3: $\Delta x_{gvd} = 50 \text{ m}$; $\gamma = 45^\circ$

3.4.2. Diffusionens betydelse

Diffusion uppströms

Om haltgradient finns kommer ett ämne att kunna diffundera även uppströms. Det är därför av intresse att relatera transporthastigheten i riktning nedströms (genom advektion) till den uppströms (genom molekylär diffusion). Om man sätter $R_f = 1$ och $v = 0$ i ekvation 2.23 fås:

$$C(l, t) = C_0 \cdot \operatorname{erfc}\left(\frac{l}{2\sqrt{D^* t}}\right) \quad (3.4)$$

Genom att lösa ut l ur denna ekvation, kan det avstånd från källan på vilket halten är en given bråkdel av den ursprungliga beräknas. Om $D^* = 1 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$, $t = 1$ år, $C(l, t)/C_0 = 0,05$ och tabellerade värden för den komplementära felfunktionen, *erfc*, används, fås $l = 0,50 \text{ m}$. 50 cm från källan skulle alltså efter ett år den haltförhöjning som orsakats av molekylär diffusion, vara ungefär 5 % av den i det perkolerade vattnet vid källan. Detta kan jämföras med den linjära hastigheten i den minst sluttande moränbackens lågkonduktiva lager, som är ungefär 4,5 m/år (se avsnitt 4.1.1). I övriga typmiljöer utom leran råder troligen större flödes hastigheter. Diffusion uppströms bör alltså vara försumbar i alla typmiljöer utom i leran på grund av den låga flödes hastighet som väntas där.

Diffusion kontra mekanisk dispersion

Genom att jämföra de två termerna i ekvation 2.10 genom att bilda kvoten $\alpha \bar{v} / D^*$, kan man avgöra om mekanisk dispersion eller molekylär diffusion spelar störst roll vid en given transporthastighet. Ett stort värde på kvoten tyder alltså på att molekylära diffusionen är liten jämfört med mekaniska dispersionen och därför kan försummas. En sammanställning ges i tabell 3.8.

Dispersivitetsvärden är alltid osäkra, men storleksordningarna på de beräknade kvoterna tyder ändå klart på att molekylära diffusionen är försumbar i alla typmiljöer utom lera.

Tabell 3.8. Uppskattning av molekylära diffusionens betydelse i relation till mekaniska dispersionens. †

	Lutning [%]	$\frac{\partial h}{\partial l}$ ††	$\alpha \bar{v} / D^*$
Morän	1	0.01	14300
Morän	5	0.05	71400
Morän	10	0.10	143000
Morän	20	0.20	286000
Svallsand	-	0.05	50000
Lera	-	1	0,02
Torrskorpelera	-	1	300

† Notera att dispersivitetsvärden är osäkra.

†† Uppskattade enligt tabell 3.9.

Diffusion i lera

Ovan konstateras att diffusion spelar större roll i lera än i andra jordarter. Därför ges här ett samband, med vilket den transport som orsakas av endast molekylär diffusion kan uppskattas. Det endimensionella fallet används som analogi: vägen approximeras med en källa till konstant halt, belägen vid vägens nedströms belägna kant (figur 3.6). Transporthastigheten sätts till noll. Då ges haltfördelningen som orsakats av molekylära diffusionen av en modifierad form av ekvation 3.4:

$$C(l,t) = C_0 \cdot \operatorname{erfc} \left(\frac{R_f(l - \Delta x)}{2\sqrt{D^* t R_f}} \right) \quad (3.5)$$

I denna tillämpning sätts $\Delta x=6,25$, motsvarande vägens nedströms belägna kant.

3.5. ANALYTISKA MODELLER

Nedan upprättas några analytiska modeller för uppskattning av transporthastigheter, vägplaceringens betydelse inom en given typmiljö, samt ytvattnets betydelse för ämnestransporten. Dessa modeller betecknas härnäst hastighetsmodell, utspädningsmodell respektive ytvattenmodell.

3.5.1. Hastighetsmodell

I finkorniga jordar samt i morän, brukar grundvattenytans lutning vara ungefär densamma som markytans. En grov men rimlig uppskattning av den hydrauliska gradientens storlek i dessa jordar är därför markytans lutning. I mer grovkorniga jordar tenderar gradienten att vara mindre beroende av den lokala topografin.

I Eklund (2002) samt i Vägverket (1998) finns typiska värden på hydrauliska gradienter i hydrogeologiska typmiljöer (vilka ej är identiska, men likartade, med dem i föreliggande rapport). Den hydrauliska gradienten ansätts därför i några fall till markytans lutning och i några fall till ett värde ur ovannämnda referenser (tabell 3.9). I typmiljö lera finns dräneringsrör nergrävda i marken. Det kan därför vara rimligt att ansätta en gradient som är avsevärt högre än markytans lutning. Om ett dräneringsrör skulle befinna sig rakt under en tänkt punkt där flödet av perkolerat vatten appliceras, blir gradienten ungefär 1. Detta bör vara en ganska konservativ skattning.

Tabell 3.9. Ansatta hydrauliska gradienter och hur värdet valts.

Jordart	Markytans lutning i flödesriktningen [%]	Ansatt gradient $\frac{\partial h}{\partial l}$ [dim.lös]	Referens/Motivering
Svallsand	---	0,005	Eklund (2002), Vägverket (1998)
Sandig morän	1	0,01	markytans lutning
Sandig morän	5	0,05	markytans lutning
Sandig morän	10	0,10	markytans lutning
Sandig morän	20	0,20	markytans lutning
Lera	---	1	konservativ skattning

Transporthastigheten för respektive ämne kan enligt ekvationerna 2.3 och 2.9 beräknas enligt:

$$v_f = -\frac{K}{n_e R_f} \frac{\partial h}{\partial l} \quad (3.6)$$

Transporthastigheten beräknas för klorid, koppar, samt ämne A och B med hydrauliska gradienter enligt tabell 3.9. Övriga parametrar har getts värden enligt specificeringen för respektive typmiljö (egenskaper för det yttigaste jordlagret används, eftersom detta är det mest lättledande i samtliga modeller).

3.5.2. Utspädningsmodell

Nedanstående resonemang är en vidareutveckling av tankegångar hämtade från von Brömssen et al. (2003).

En enkel modell kan användas för att kvantifiera hur halten nedströms vägen påverkas av variationer i flödesvinkel γ och avstånd från vägen till grundvattendelaren, Δx_{gvd} . Grundvattnets sammansättning i ett vertikalt tvärsnitt ges av vad som tillförts uppströms, på sträckan mellan tvärsnittet och grundvattendelaren. Inflödena av perkolerat vatten respektive opåverkat grundvatten ges i sin tur enligt ekvation 3.3 av den sträcka grundvattenbildningen respektive perkolationen skett på, multiplicerat med storleken på respektive tillförsel.

Låt Δx beteckna avståndet nedströms vägmitt, q_{gb} [m/s] grundvattenbildning och q_{perk} [m/s] perkolation av vatten genom väggroppen. Flödeslängden under vägen, för enkelhets skull betecknad B , ges för vägbredd 12,5 m av $B = 12,5/\sin(\gamma)$ och flödeslängden under omgivningen av $\Delta x_{gvd} + \Delta x - B$ (figur 3.6). Då ges andelen perkolerat vatten av totala mängden grundvatten, i en höjdprofil på avståndet Δx nedströms vägen, κ_{lak} , av följande ekvation:

$$\kappa_{lak} = \frac{B \cdot q_{perk}}{q_{gb} \cdot (\Delta x_{gvd} + \Delta x - B) + B \cdot q_{perk}} \quad (3.7)$$

Är vägen parallell med dominerande flödesriktning, blir naturligtvis andel perkolerat vatten i grundvattnet ett. Andel perkolerat vatten räknas sedan om till halt enligt:

$$C = C_{perk} \kappa_{perk} + C_b (1 - \kappa_{perk}), \quad (3.8)$$

där C_b betecknar halt i det opåverkade grundvattnet, bakgrundshalten. Detta gäller förutsatt att det perkolerade vattnet hunnit fram till det betraktade tvärsnittet och att god vertikal omblandning skett.

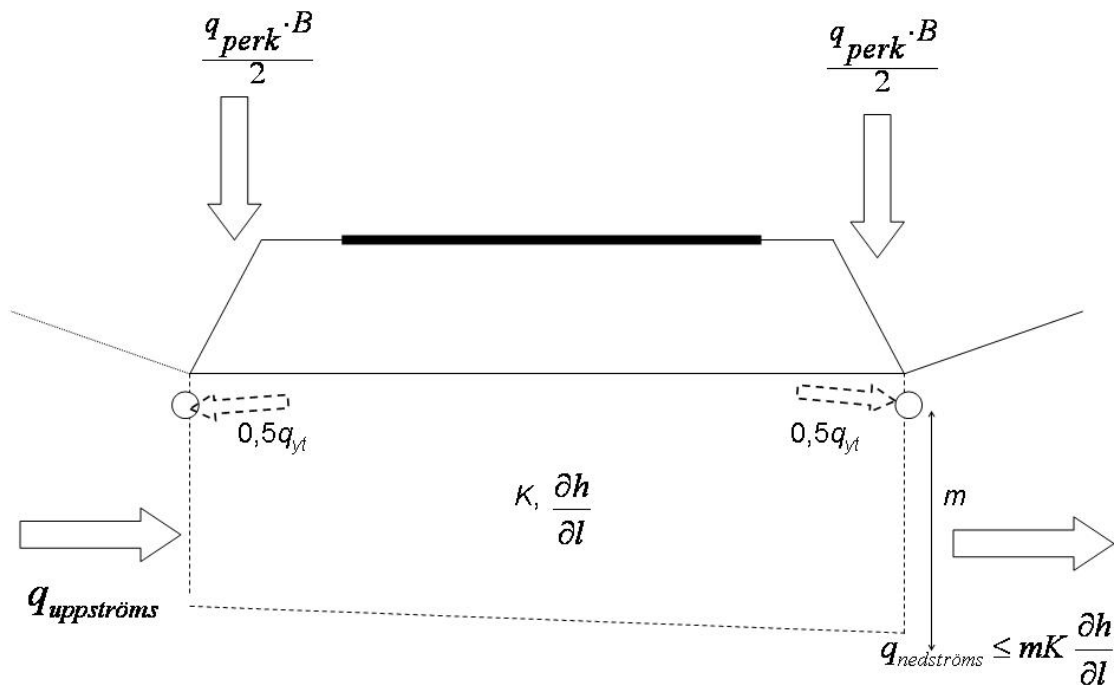
3.5.3. Ytvattenmodell

Det är intressant att veta hur stor del av flödet av perkolerat vatten som hamnar i diken och rinner av som ytvatten och hur mycket som tar sig vidare ner till grundvattenzonen. Här torde lokala förhållanden som grundvattennivå och den underliggande jordartens vertikala och horisontella konduktivitet spela stor roll. Här görs en ansats till kvantifiering av effektiva nederbördens fördelning på ytvatten och grundvatten. Modellen kan ses som en modifiering av en modell som återfinns i Svedberg et al. (2003).

Vattnet som infiltrerar i vägkonstruktionen kommer antingen att transporteras ner till grundvattenzonen eller ut till diken och dräneringssystem. Omedelbart nedströms vägen är det specifika flödet (ekvation 3.3): $q_{uppströms} = q_{gvd} (\Delta x_{gvd} - B/2) + q_{perk} \cdot B$. I samma tvärsnitt är markens borttransporterande förmåga $mK \frac{\partial h}{\partial l}$. Om specifika flödet överstiger borttransporterande förmågan går överskottet rimligen till någon form av ytvatten. Genom att bilda kvoten

$$q_{yt} = \left((q_{uppströms} + q_{perk} \cdot B) - mK \frac{\partial h}{\partial l} \right) / B \quad (3.9)$$

kan därför en grov uppskattning av fördelningen på yt- och grundvatten göras (figur 3.7). Andelen som bildar grundvatten, i figuren betecknat $q_{nedströms}$, skulle alltså bli $q_{perk} - q_{yt}$. Beroende på vilken nivå vägens dräneringssystem befinner sig, kommer överskottet att bilda avrinning i form av dikesvatten eller ytavrinning.



Figur 3.7. Schematisk illustration av vattenbalansen för ett tvärsnitt av vägen och underliggande mark.

Genom att ansätta hydraulisk gradient enligt tabell 3.9 kan betydelsen av avrinning i form av yt- relativt grundvatten uppskattas för de olika vägplaceringarna i typmiljöerna (mäktigheter i typmiljö morän har för $\Delta x_{gvd}=10$ m satts till $\Delta z_{krön}$, vilket som tidigare betecknar mäktighet vid slutningens krön) och för $\Delta x_{gvd}=50$ m till $(\Delta z_{krön} + 5)/2$, dvs. en linjär interpolation).

Den skillnad i grundvattennivå som orsakas av att markprofilen tillförs mera vatten vid en sned vägplacering, än vid en vinkelrät mot flödesriktningen, är inte så stor att den behöver ägnas ytterligare uppmärksamhet. Följaktligen utvärderas inga sneda vägplaceringar med denna modell.

3.6. NUMERISKA MODELLER

De numeriska modeller som gjorts skall betraktas som preliminära och kan utvecklas vidare. Detta har dock inte varit möjligt inom ramen för detta arbete.

Nedan ges en beskrivning av modellverktyget som använts, och en beskrivning av hur rand- och begynnelsevillkor hanterats. Därefter specificeras hur de olika kombinationerna av typmiljö och vägplacering implementerats som finita differensmodeller.

3.6.1. Modellverktyget

Det modellverktyg som använts är Visual Modflow 4.0. Detta är ett användargränssnitt för för- och efterbehandling av data för bland annat programmen MODFLOW

(McDonald & Harbaugh, 1988) och MT3D (Zheng, 1990). MODFLOW och MT3D är numeriska modeller avsedda för simulering av grundvattenflöde respektive ämnestransport med grundvatten.

Användningen går till så att modelldomänen delas upp i ett nät av beräkningsceller. Efter att parametervärden och begynnelsevillkor för beräkningscellerna samt randvillkor för modelldomänen specificerats, så är tanken att MODFLOW ska ta fram en numerisk lösning till ekvationen som beskriver grundvattenflöde (ekvation 2.1). En sådan lösning består då av ett totalpotentialfält, dvs. h som en funktion av x -, y -, z -koordinat. Med hjälp av det hastighetsfält som ges av den framtagna lösningen kan MT3D sedan ta fram en numerisk lösning till ekvationen som beskriver ämnestransport (ekvation 2.6). Denna lösning består i sin tur av halt av studerat ämne som funktion av x -, y -, z -koordinat.

3.6.2. Begynnelsevillkor

I samtliga fall har bakgrundshalterna av de studerade ämnena antagits vara noll.

3.6.3. Randvillkor

De olika typer av randvillkor som använts beskrivs nedan.

Grundvattenbildning

Detta randvillkor har satts till 200 mm/år för alla de olika typmiljöerna. Undantaget är marken under vägen som getts en grundvattenbildning på 460 mm/år, för att simulera vattenflödet genom vägen (vars storlek uppskattas i avsnitt 3.2.2).

Vattendrag

Vattendrag har implementerats som en konstant hydraulisk potential lika med vattenytans nivå. Vattendragets botten nivå ges då av botten på den lägst belägna beräkningscell som getts den konstanta totalpotentialen. Beroende på totalpotentialen i omgivande celler kan (obegränsade) mängder vatten flöda in eller ut i modellen via denna rand. Fysikaliskt motsvaras detta av en fri vattenyta med konstant höjd, exempelvis en bäck eller sjö där vattenståndet är konstant oberoende av förhållanden i akviferen. Detta är en rimlig approximation av verkliga förhållanden eftersom vattenståndet i vattendraget påverkas mer av förhållanden uppströms än av de i akviferen. (de Marsily, 1986) De randceller som befinner sig under bäcken är impermeabla, vilket ger att grundvattenflödet tvingas konvergera och rinna ut i bäcken. Detta är rimligt eftersom motsvarande verkliga sluttning kan antas ha en motsvarande sluttning på motstående sida bäcken, så att flödet verkligen tvingas konvergera och rinna upp i bäcken. Inget regionalt flöde till längre bort belägna vattendrag medges alltså i modellen.

Domänens utkanter

I flera modeller har en stor del av randen setts som impermeabel. En impermeabel rand är ett sätt att definiera gränser över vilka inget flöde tillåts ske. Detta kan vara ett bra sätt att hantera en grundvattendelare. Berggrunden har i samtliga modeller setts som impermeabel. Rimligheten i detta kan i vissa fall motiveras av kontrasten i hydraulisk konduktivitet mellan berget och ovanliggande lager. Vägen representeras av en 12 m bred zon där grundvattenpåfyllningen är 460 mm/år (se avsnitt 3.2.2). Halterna av de studerade ämnena i det perkolerade vattnet har satts till de värden som specificerats i tabell 3.7.

3.6.4. Förenklingar

En generell strategi vid modellering brukar vara att förenkla, och studera de aspekter som förväntas vara intressanta i den givna situationen. Exempelvis är det i fall där en jordart med låg konduktivitet överlagras av en med avsevärt högre konduktivitet rimligt att anta att flödet i den lågpermeabla jordarten är försumbart, och därför begränsa modellen till det övre lagret.

Den molekylära diffusionen antas vara försumbar och har satts till noll i alla typmiljöer utom lera (se avsnitt 3.4.2 för vidare motivering av detta ställningstagande).

För att komma tillrätta med vissa numeriska problem, inaktiverades beräkningscellerna belägna mellan grundvattendelaren och en tänkt linje två meter uppströms vägen i transportberäkningen.

3.6.5. Typmiljö morän

Numeriska modeller för lutningarna 1 %, 5 % och 10 % och samtliga tre vägplaceringar gjordes.

Berggrunden har setts som impermeabel. Bäckens representeras av en konstant totalpotential $h=4,75$ m för östra randen från $z=4$ till $z=4,75$ m. Utsträckningen i horisontalplanet är 100×10 m. I markytan har dränering lagts över hela ytan. Detta har gjorts för att förhindra att orimligt höga totalpotentialer byggs upp, i de fall marken inte förmår leda undan allt tillfört vatten. Uniforma parametervärden har använts, dvs. alla beräkningsceller representerande en viss jordtyp (ytlig morän respektive djupare morän) har tilldelats samma parametervärden, nämligen de medianvärden för olika parametrar som specificeras i avsnitt 3.1.1.

Ett tredimensionellt beräkningsnät användes. Nätet bestod i x- och y-led av 100 respektive 10 celler, vilket ger en måtten 1×1 m i xy-planet. I z-led användes två lager för att representera den översta metern av jordtäcknet och tre lager för återstående delen. Detta ger alltså cellmått i x-led som varierar mellan 0,33 m och 1 m.

Modellen är definierad i tre dimensioner men med givna randvillkor blir den i allt väsentligt helt ekvivalent med en tvådimensionell modell.

3.6.6. Typmiljö svallsand

Vattenflödet genom lerlagret, kommer på grund av den stora konduktivitetskontrasten relativt svallsanden, att vara försumbart i relation till det genom svallsanden. Den numeriska modellen begränsas därför till svallsandslagret. Bäckens har implementerats som en konstant totalpotential för östra randen från $z=2,5$ till $z=3$ m. Utsträckningen i horisontalplanet är 150×10 m.

Uniforma parametervärden användes, dvs. alla beräkningsceller har tilldelats samma parametervärden, nämligen de medianvärden för olika parametrar som specificeras i avsnitt 3.1.2.

Ett tredimensionellt beräkningsnät användes. Nätet bestod i x-, y- och z-led av 150, 10 respektive 5 celler, vilket ger en måtten 1×1 m i xy-planet. Detta ger alltså cellmåtten $1 \times 1 \times 0,30$ m.

Modellen är definierad i tre dimensioner men med givna randvillkor blir den i allt väsentligt helt ekvivalent med en tvådimensionell modell.

3.6.7. Typmiljö lera

Inom ramen för projektet var det inte möjligt att göra användbara numeriska modeller för typmiljö lera. Randvillkoren kan behöva ses över för att en framtida numerisk modell för typmiljön ska fungera bra.

4. RESULTAT

Resultat av utförda beräkningar med de modeller som beskrivs i kapitel tre redovisas nedan.

4.1. ANALYTISKA MODELLER

Här redovisas resultat från de analytiska modeller som beskrivs i avsnitt 3.5. Begränsningar för de olika modellerna redovisas i avsnitt 5.1.4-5.1.5.

4.1.1. Hastighetsmodell

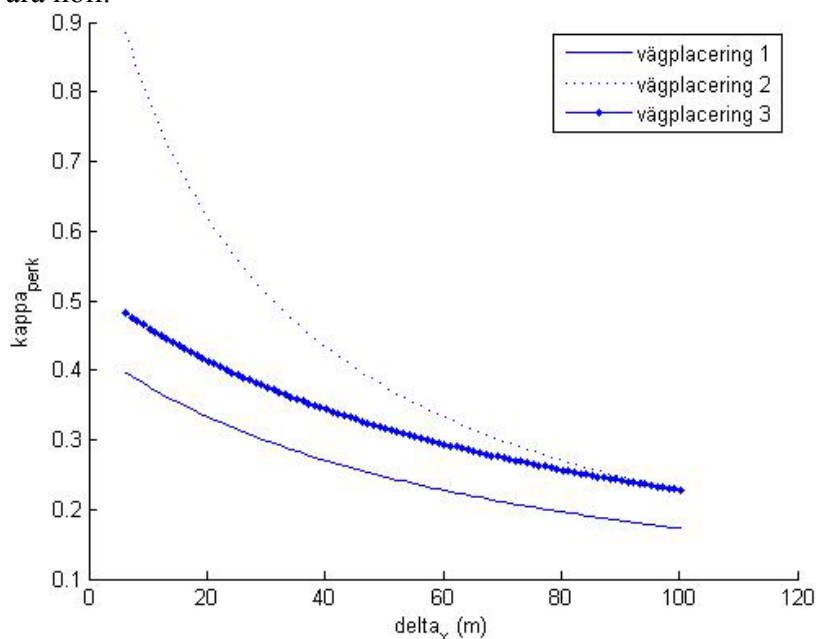
Den uppskattade transporthastigheten redovisas i tabell 4.1.

Tabell 4.1. Uppskattad transporthastighet för de olika ämnena i olika typmiljöer.

Typmiljö	Lutning [%]	Klorid		Koppar		Ämne A		Ämne B	
		R_f	v_f [m/år]	R_f	v_f [m/år]	R_f	v_f [m/år]	R_f	v_f [m/år]
Morän	1	1	45	6200	0,007	63	0,7	620	0,07
Morän	5	1	225	6200	0,04	63	4	620	0,4
Morän	10	1	450	6200	0,07	63	7	620	0,7
Morän	20	1	900	6200	0,15	63	14	620	1,5
Svallsand	-	1	63	4900	0,02	50	1,3	490	0,1
Lera	-	1	$7 \cdot 10^{-3}$	3300	$2 \cdot 10^{-6}$	33	$2 \cdot 10^{-4}$	320	$2 \cdot 10^{-5}$
Torrskorpelera	-	1	9,5	3300	0,003	33	0,3	320	0,03

4.1.2. Utspädningsmodell

I figur 4.1 visas andel perkolerat vatten som funktion av avstånd nedströms vägmitt för tre olika kombinationer av γ och Δx_{gvd} . Bakgrundshalt i grundvattnet, C_b , har antagits vara noll.



Figur 4.1. Andel perkolerat vatten i grundvattnet, κ_{perk} , som funktion av avstånd nedströms vägmitt, Δx (uppskattat med ekvation 3.7).

I tabell 4.2 redovisas beräknade halter i utvärderingspunkterna, belägna 10 m respektive 40 m nedströms vägmitt, B_{10} och B_{40} , för klorid. Beräkningarna har gjorts med ekvation 3.7 och 3.8. Bakgrundshalten i det opåverkade grundvattnet har antagits vara noll.

Tabell 4.2. Uppskattade halter 10 respektive 40 m nedströms vägmitt, B_{10} respektive B_{40} , för olika väglaceringar (avsnitt 3.4.1).

Väglacering	B_{10} [mg/l]	B_{40} [mg/l]
1	15	11
2	32	18
3	20	14

4.1.3. Ytvattenmodell

I tabell 4.3 anges den fördelning på flöde till diken och grundvatten som beräknats enligt modellen som beskrivits i avsnitt 0 (negativa q_{yt} har satts till noll). Det kritiska värdet på $mK \frac{\partial h}{\partial l}$ för vilket specifika flödet är lika med markens borttransporterande förmåga är för $2,1 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$ för $\Delta x_{gvd} = 10 \text{ m}$ respektive $4,6 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$ för $\Delta x_{gvd} = 50 \text{ m}$.

Tabell 4.3. Uppskattade värden på fördelning mellan flöde till yt- respektive grundvatten. †

Typmiljö	Lutning [%]	Δx_{gvd} [m]	$mK \frac{\partial h}{\partial l}$ [m^2/s]	q_{yt} [mm/år]	Flöde till grundvattenzon [mm/år]
Morän	1	10	$7,0 \cdot 10^{-8}$	335	125
Morän	1	50	$7,0 \cdot 10^{-8}$	460	0
Morän	5	10	$3,0 \cdot 10^{-7}$	0	460
Morän	5	50	$3,3 \cdot 10^{-7}$	332	128
Morän	10	10	$5,5 \cdot 10^{-7}$	0	460
Morän	10	50	$6,3 \cdot 10^{-7}$	0	460
Morän	20	10	$1,0 \cdot 10^{-6}$	0	460
Morän	20	50	$1,2 \cdot 10^{-6}$	0	460
Svallsand	-	10	$3,8 \cdot 10^{-6}$	0	460
Svallsand	-	50	$3,8 \cdot 10^{-6}$	0	460
Lera	-	10	$1,3 \cdot 10^{-9}$	460	0
Lera	-	50	$1,3 \cdot 10^{-9}$	460	0
Lera med torrskorpa	-	10	$4,2 \cdot 10^{-9}$	460	0
Lera med torrskorpa	-	50	$4,2 \cdot 10^{-9}$	460	0

† Notera att modellen är mycket approximativ och värdena ska ses som indikationer på stor eller liten betydelse för ytvattentransport. Annan användning är inte lämplig!

4.2. NUMERISKA MODELLER

Notera att de numeriska modeller som gjorts skall betraktas som preliminära och kan utvecklas och förbättras vidare. Resultaten bör alltså tolkas med försiktighet och alltför stor tilltro skall ej fästas vid enskilda värden.

Resultatet av de simuleringar av typmiljöer som gjorts med modellverktyget och ansetts ha fungerat tillfredsställande, har dokumenterats genom att två beskrivande variabler sparats. C_{10} och C_{40} betecknar de maximala halterna av respektive ämne som uppstått i utvärderingspunkterna under den simulerade tidsperioden 50 år, i ett tvärsnitt beläget 10 respektive 40 m nedströms vägmitt och vinkelrätt mot x-axeln.

4.2.1. Typmiljö morän

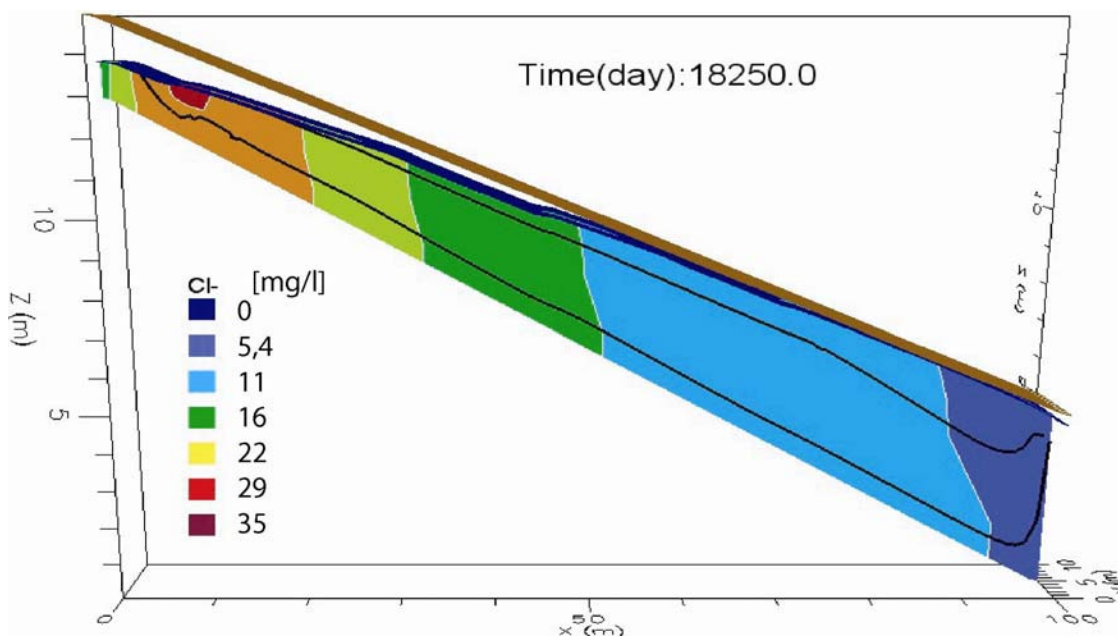
Resultatvariablernas värden för typmiljö morän anges i tabellerna tabell 4.4. De olika vägplaceringarna beskrivs i avsnitt 3.4.1.

Tabell 4.4. Resultatvariabler för klorid och koppar för olika vägplaceringar inom typmiljö morän†.

	Lutning [%]	Vägplacering	Klorid		Koppar	
			C_{10} [mg/l]	C_{40} [mg/l]	C_{10} [mg/l]	C_{40} [mg/l]
Morän	1	1	18	18	$6,1 \cdot 10^{-8}$	0
Morän	1	2	23	8,1	$6,5 \cdot 10^{-8}$	0
Morän	1	3	23	10	$3,2 \cdot 10^{-4}$	0
Morän	5	1	12	9,0	$6,0 \cdot 10^{-5}$	0
Morän	5	2	22	14	$4,7 \cdot 10^{-5}$	0
Morän	5	3	17	13	$3,6 \cdot 10^{-4}$	0
Morän	10	1	12	10	$8,7 \cdot 10^{-5}$	0
Morän	10	2	26	15	$5,2 \cdot 10^{-5}$	0
Morän	10	3	34	20	$6,2 \cdot 10^{-4}$	0

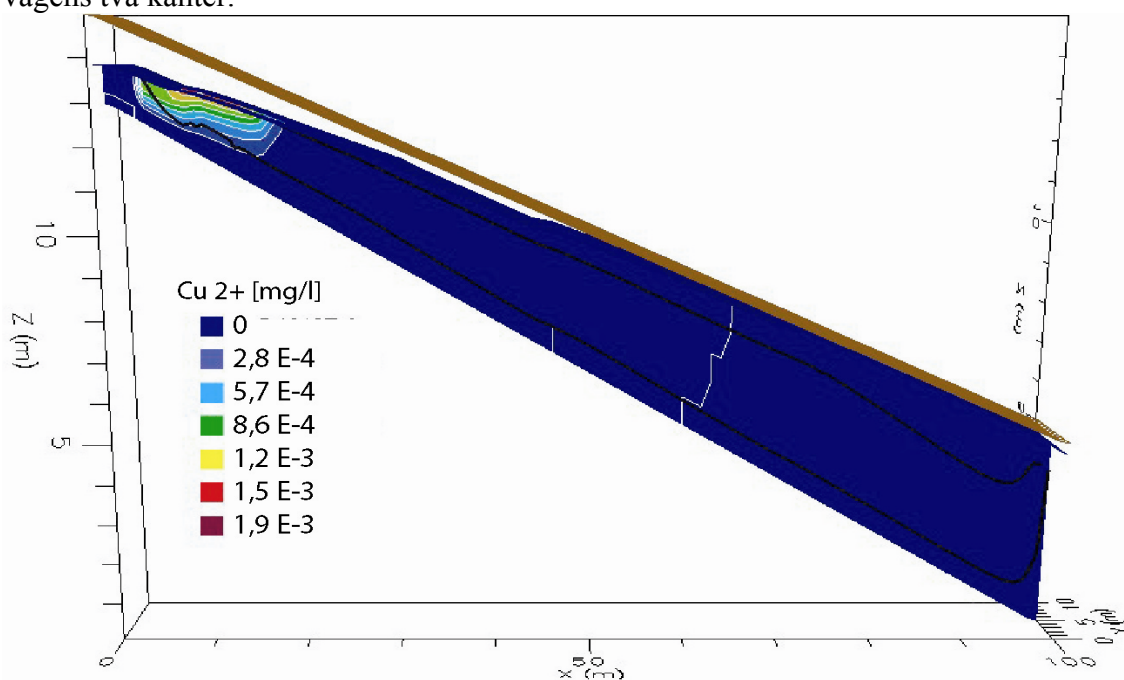
† Notera att resultaten är preliminära, vilket gör att alltför stor tilltro ej skall fästas vid enskilda värden.

Figur 4.2 visar beräknad kloridhalt för typmiljö morän med lutning 10 % och vägplacering 2 efter femtio år. De svarta linjerna visar partikelbanor utgående från vägens två kanter. Homogeniteten i vertikalled beror troligen på att den ansatta transversella (vertikala) dispersiviteten är stor.



Figur 4.2. Beräknad kloridhalt efter 50 år typmiljö morän med lutning 10 % och vägplacering 2. De svarta linjerna visar strömlinjer utgående ifrån vägens två kanter. Den översta ytan visar markytans läge. Notera att z-axeln har en annan skala än x-axeln.

I figur 4.3 visas beräknad kopparhalt för typmiljö morän med lutning 10 % och vägplacering 2 efter femtio år. De svarta linjerna visar partikelbanor utgående från vägens två kanter.



Figur 4.3. Beräknad kopparhalt efter 50 år i typmiljö morän med lutning 10 % och vägplacering 2. De svarta linjerna visar strömlinjer utgående ifrån vägens två kanter. Den översta ytan visar markytans läge. Notera att z-axeln har en annan skala än x-axeln.

Övriga lutningar ger liknande utseenden på spridningen, med skillnaden att halterna generellt är lägre för vägplacering 1.

4.2.2. Typmiljö svallsand

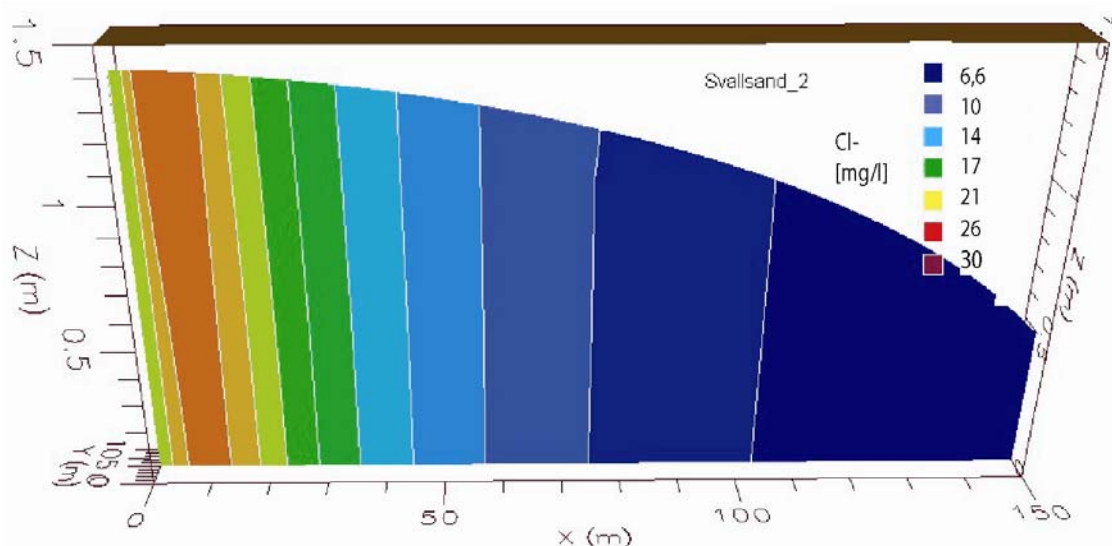
Resultatvariablerna för typmiljö svallsand redovisas i tabell 4.5. De olika vägplaceringarna beskrivs i avsnitt 3.4.1.

Tabell 4.5. Resultatvariabler för klorid och koppar för olika vägplaceringar inom typmiljö svallsand. †

	Vägplacering	Klorid		Koppar	
		C_{10} [mg/l]	C_{40} [mg/l]	C_{10} [mg/l]	C_{40} [mg/l]
Svallsand	1	11	8,5	$3,0 \cdot 10^{-8}$	0
Svallsand	2	21	13	$3,6 \cdot 10^{-8}$	0
Svallsand	3	15	12	$8,0 \cdot 10^{-8}$	0

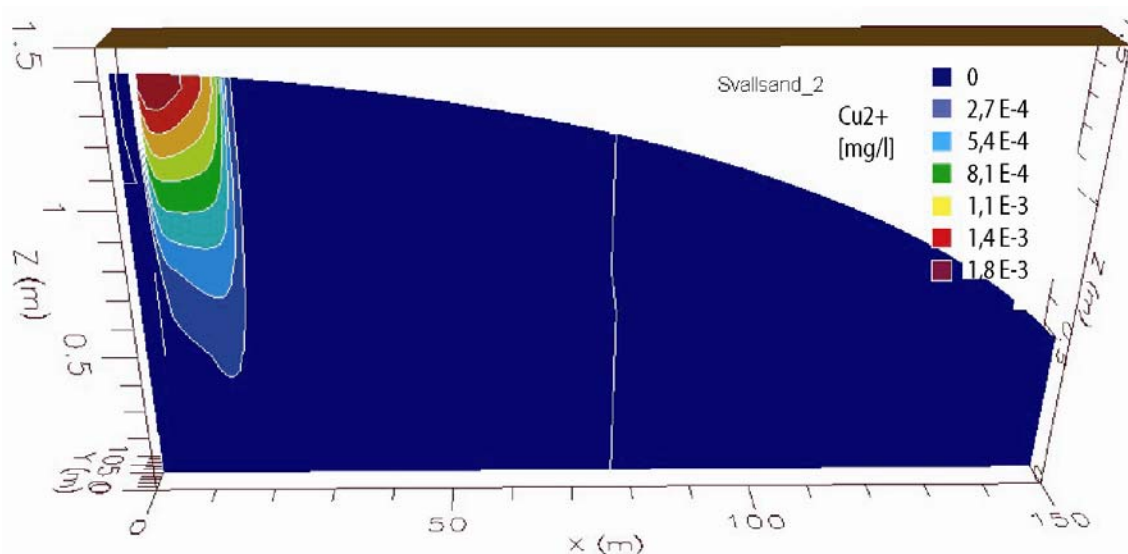
† Notera att resultaten är preliminära, vilket gör att alltför stor tilltro ej skall fästas vid enskilda värden.

I figur 4.4 visas beräknad kloridhalt för typmiljö svallsand med vägplacering 2 efter femtio år.



Figur 4.4. Beräknad kloridhalt efter 50 år i typmiljö svallsand och vägplacering 2. Den översta ytan visar markytans läge. Notera att z-axeln har en annan skala än x-axeln.

I figur 4.5 visas beräknad kopparhalt för typmiljö svallsand med vägplacering 2 efter femtio år. Homogeniteten i vertikalled beror troligen på att flödet nära grundvattendelaren med de givna randvillkoren blir starkt nedåtriktat, samt att den transversella (vertikala) dispersiviteten är stor.



Figur 4.5. Beräknad kopparhalt efter 50 år i typmiljö svallsand och vägplacering 2. Den översta ytan visar markytans läge. Notera att z-axeln har en annan skala än x-axeln.

Övriga vägplaceringar ger liknande spridningsbilder med skillnaden att vägplacering 1 och 3 ger generellt lägre halter och för koppar att plymen är något mer horisontellt orienterad.

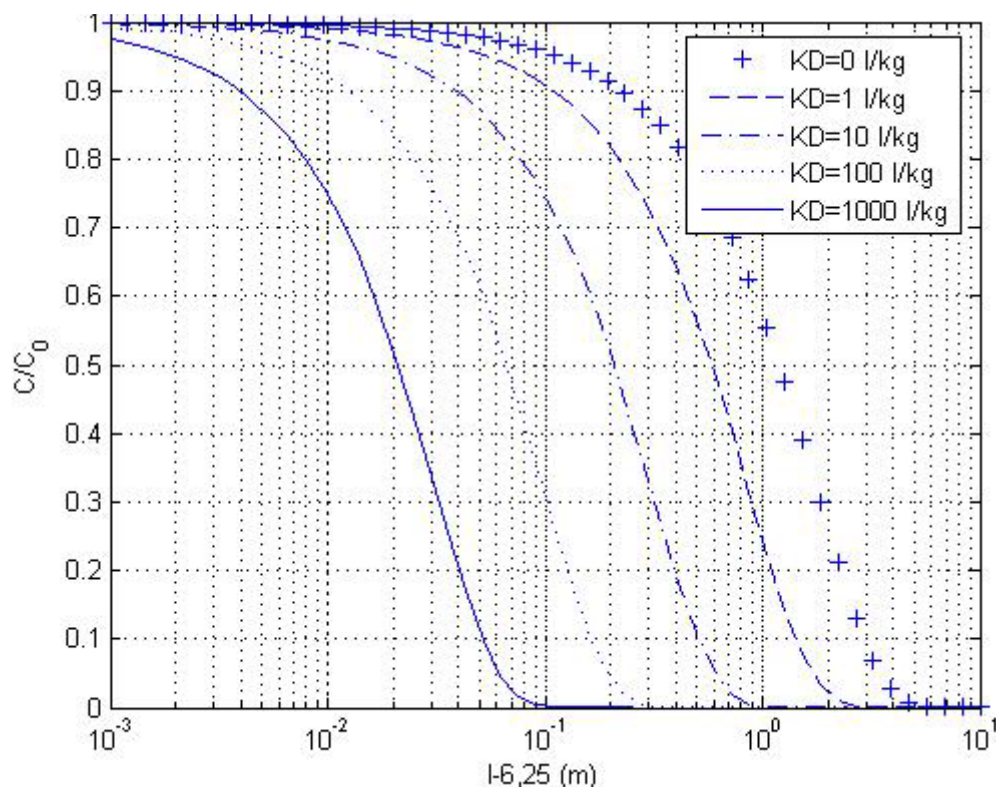
4.2.3. Typmiljö lera

Numeriska modellen för lera konvergerade inte, trots försök med flera olika lösningsmetoder. Orsaken kan ha varit att de randvillkor som valts gjorde problemet numeriskt svårlost. Ytterligare studier kan troligen lösa problemet genom justering av randvillkoren men för detta projektets syften utfördes istället kompletterande analytiska beräkningar för lera, se följande avsnitt.

4.3. KOMPLETTERANDE BERÄKNINGAR FÖR TYPMILJÖ LERA

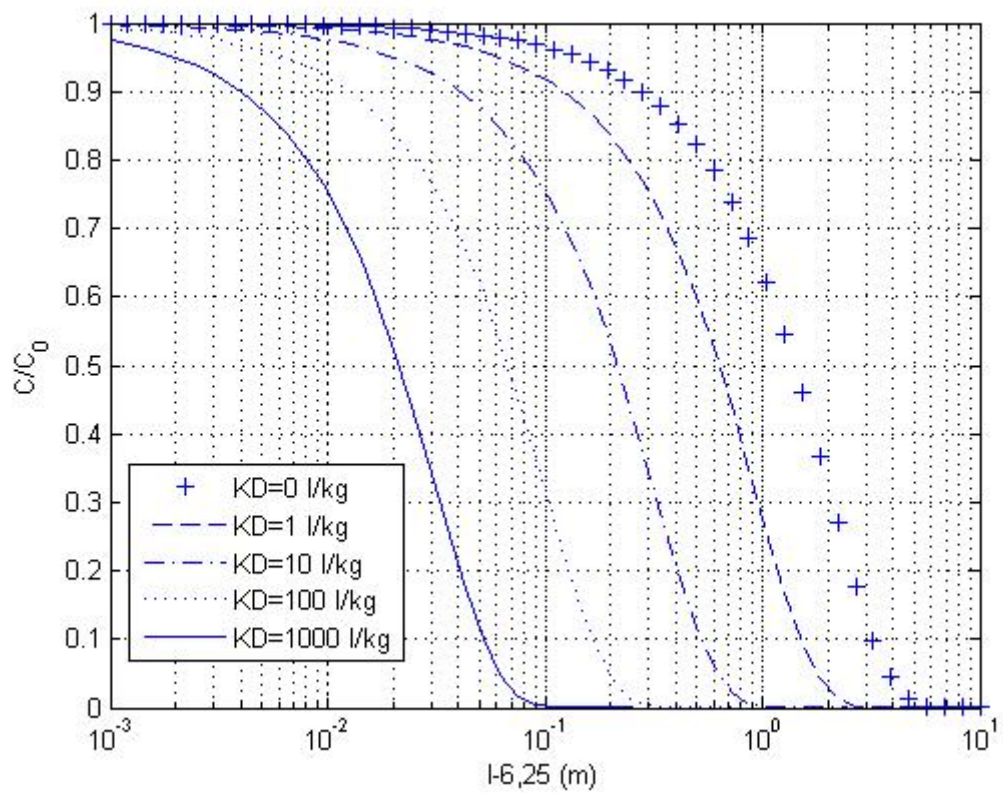
För denna typmiljö är resultatparametrarna C_{10} och C_{40} ointressanta eftersom dräneringsrör antas ligga nergrävda med tio meters intervaller. Däremot är transporthastigheten intressant. För torrskorpelera tyder resultaten i tabell 3.8 på att molekylära diffusionen är helt försumbar i relation till advektionen. För strukturlös lera bör diffusionen dock beaktas på grund av den låga advektiva hastigheten.

Den endimensionella modell för uppskattning av den diffusiva transporten som beskrivits i avsnitt 3.4.2 ger haltfördelning som funktion av avstånd från källan, dvs. den nedströms belägna väggkanten, enligt figur 4.6.



Figur 4.6. Diffusiv transport i lera under 50 år för olika K_D .

Figuren visar att den diffusiva transporten (ges av frontens läge dvs. $C/C_0=0,5$) av ett icke-retarderat ämne är av storleksordningen 1 m per 50 år. Detta kan jämföras med den rent advektiva transporten som i avsnitt 4.1.1 uppskattades till 7 mm/år eller 0,35 m per 50 år. Värdena är av samma storleksordning vilket gör att det kan vara intressant att ta hänsyn även till den advektiva transporten; ekvation 2.23 ger istället haltfördelning enligt figur 4.7. (Notera att beräkningen gäller strukturlös lera, ej torrskorpelera.) Denna visar att totala transportlängden för ett icke-retarderat ämne är ungefär 1,5 m per 50 år.



Figur 4.7. Advektiv och diffusiv transport i strukturlös lera under 50 år för olika K_D .

5. DISKUSSION OCH SLUTSATSER

Inledningsvis beskrivs begränsningar i de modeller och antaganden som görs i studien. Därefter görs en generell känslighetsbeskrivning av hur olika faktorer påverkar de resulterande halterna i grundvatten. Detta följs av en presentation av implikationer av känslighetsresonemanget för de olika typmiljöerna. Efter detta ges en steg för steg-beskrivning av hur en praktisk tillämpning av arbetet skulle kunna gå till. Sist presenteras slutsatser och rekommendationer om fortsatta arbeten görs.

5.1. BEGRÄNSNINGAR I MODELLER OCH ANTAGANDEN

Här kommenteras begränsningar i olika modeller och antaganden som gjorts under arbetet. Dessutom görs en ansats till validering av resultaten från de numeriska modellerna.

5.1.1. Markkemin

Adsorptionsprocesser beskrivs med en linjär adsorptionsmodell, där mängden adsorberat ämne antas direkt proportionell mot halten i grundvattnet (ekvation 2.7). Denna modell har vissa brister, vilka beskrivs ovan (avsnitt 2.4.2). Dessa kan dock hanteras genom att möjligheten att proportionalitetskonstanten K_D antar det minsta värdet i det intervall den antas kunna variera inom beaktas. Som beskrivs ovan (avsnitt 2.4.2) kan även utfällning av koppar ske. Detta kan ytterligare begränsa spridningen.

I en jord med mycket makroporer, t.ex. sprucket berg eller torrskorpelera kommer ämnen i grundvattnet att diffundera in i matrixen, dvs. in i små porer i själva berget eller i leraggregaten. Effekten av detta bör bli en fördröjning av halthöjningar i makroporernas vatten, men också en fördröjning av haltnedgången när halten i tillströmmande vatten sjunker. Effekterna borde alltså bli desamma som av adsorptionen. Rent praktiskt skulle detta fenomen alltså kunna betraktas som en form av adsorption, även om det i verkligheten handlar om andra processer.

Jämförelse med fältstudie

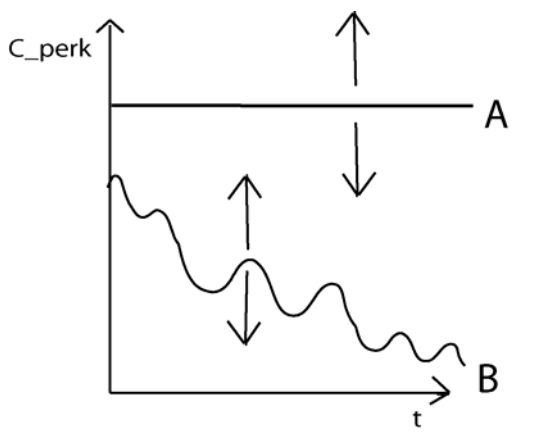
I Flyhammar & Bendz (2004) återges resultat från en fältstudie av en 15 år gammal slaggrusväg. Studien visade på stora negativa vertikala gradienter i extraherbar halt av vissa metaller, bland annat koppar, i undergrunden. (Undergrunden sägs vara av ”varierande kornstorlek”.) Detta kan tolkas som ett tecken på att det skett en effektiv fastläggning av koppar i undergrunden, som befinner sig omedelbart under slaggruslagret.

5.1.2. Vägmodellen

Hur mycket vatten som kommer att komma i kontakt med slaggruset och vilka halter av koppar och klorid detta kommer att innehålla är i dagsläget inte väl känt. En endimensionell modell beskrivande flödet av oorganiska ämnen och vatten genom en slaggrusväg (med slitlager av grus) har nyligen slutförts (Lind et al. 2005). Modellen har kalibrerats mot data från en verklig väg samt mot laboratoriedata. Kalibreringen har utförts främst för koppar och klorid. Denna modell kan förhoppningsvis användas för att i framtiden göra mer detaljerade prognoser om utlakningsförloppet.

En brist hos den använda vägmodellen är att halterna i utlakat vatten antas vara konstanta under den simulerade 50 års-perioden. Undersökningar på jämförbara

material (Mácsik, 1999) visar att det snarare handlar om en avtagande halt, med lokala maxima troligen orsakade av årstidsväxlingar och nederbördsepisoder (figur 5.1).



Figur 5.1. Kurva A visar en konstant utlakningshalt och kurva B (schematiskt) en mer verklighetstrogen. Pilarna indikerar att halterna inte är väl kända.

I den använda vägmodellen där utlakningen från vägen fortgår konstant, blir adsorptionens effekt bara en ren fördröjning av haltplymen. Ingen haltsänkande effekt fås; efter lång tid kommer halten i en given punkt i profilen inte att bero av adsorptionens verkningar. I det verkliga fallet handlar det snarare om halter som är avtagande med tiden. Detta bör göra att en ökning av adsorptionen, utöver den fördröjande effekten, även ger en sänkning av den maximala halten som uppnås i utvärderingspunkterna. Detta beror indirekt på den fördröjande effekten. På grund av adsorptionen kommer nämligen en bufferteffekt fås. Det kommer att ta längre tid innan ”pulsens” av ämnen från vägen transporterats bort, vilket gör att pulsens topp (dvs. maximala halten under en given tidsperiod i ett givet tvärsnitt) blir lägre.

5.1.3. Lateral transport i omättade zonen

Vattentransport i omättade zonen (den del av marken där vattnets tryck är lägre än atmosfärstrycket och porerna innehåller både luft och vatten) kan ske även i sidled. Enligt Espeby & Gustafsson (2001) kan det huvudsakliga vattenflödet antas ske i en dimension, dvs. uppåt eller neråt. Detta sägs dock stämma sämre i kraftigt sluttande mark eller där marken dräneras i sidled. Snabba laterala flöden via makroporer kan tänkas ske vid normal regnintensitet i en morän med ytlig grundvattenyta eller i en lerjord med makroporer (torrskorpelera).

När vattentillförseln avtar eller upphör sjunker vattentrycket, vilket gör att en del av porerna töms och slutar bidra till flödet. På grund av kapillära krafter töms makroporerna (stora porer) före de mindre porerna. (Grip & Rodhe, 1994) Vid låg vattentillförsel sker därför troligen vattentransporten via främst mikroporerna.

Utlakningen från vägen kan enligt ovan (avsnitt 2.2.2) antas ske främst genom diffusiv transport ut till asfaltkanten. Diffusiv transport innebär långsam transport som sker tämligen oberoende av regnintensiteten. Detta kan tänkas resultera i att en stor del av ämnen befinner sig i mikroporerna och därför inte påverkas så mycket av de kortvarigt höga hastigheterna i makroporsystemet. Slutsatsen är att det är rimligt att i detta sammanhang försumma den laterala transporten i omättade zonen.

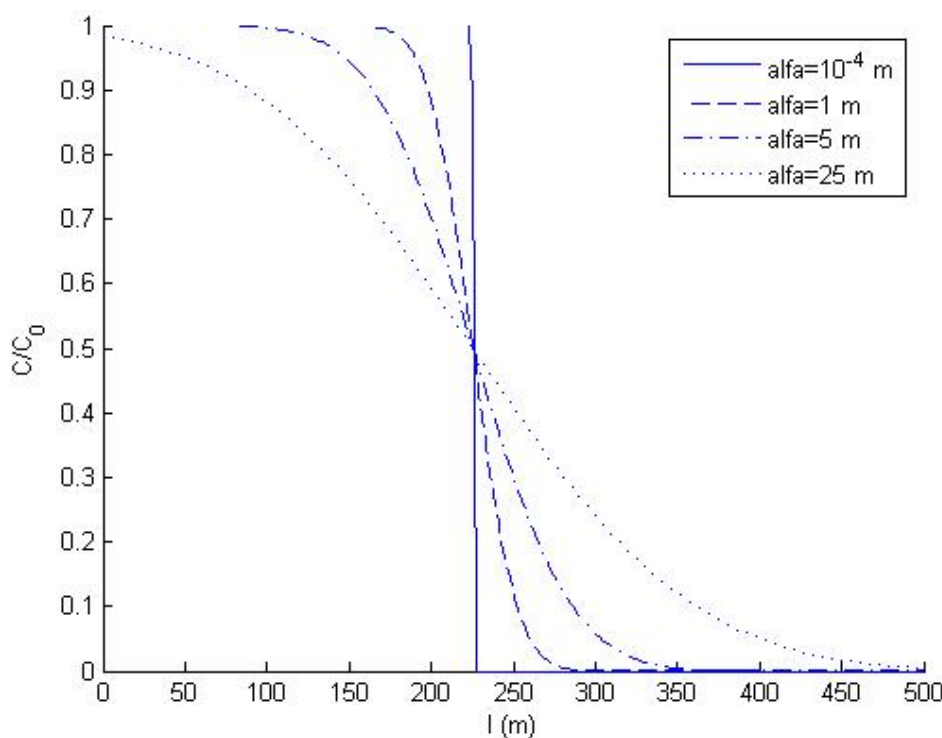
5.1.4. Analytiska modellerna

Advektions-dispersionsekvationen i 1-D

Användning av den endimensionella advektions-dispersionsekvationen innebär att spridningen vinkelrätt mot flödesriktningen antas vara försumbar. Detta gäller approximativt då föroreningsplymen tjocklek är lika med markprofilens mäktighet.

Hastighetsmodellen

Det är värt att notera att den transporthastighet som beräknats representerar den hastighet med vilken ämnesfronten skulle ha transporterats i frånvaro av dispersion. Dispersionen gör ju att fronten slätas ut så att en viss del av ämnet transporteras snabbare eller långsammare än transporthastigheten (figur 5.2). Hur mycket snabbare eller långsammare kan vid behov uppskattas med hjälp av ekvation 2.20 eller 2.23, som beskriver den endimensionella motsvarigheten (utan utspädning).



Figur 5.2. Exempel på halfördelning (1-D) med olika dispersiviteter. (Övriga parametervärden vid beräkningen var $n_e=0,035$, $K=5 \cdot 10^{-7}$ m/s och hydraulisk gradient 0,10).

Utspänningsmodellen

Tidigare nämns att en förutsättning för att modellen skall vara relevant är att stationära förhållanden hunnit uppkomma, dvs. att det perkolerade vattnet hunnit fram till tvärsnittet som betraktas. Om så ej är fallet, fås en kraftig överskattning av den verkliga halten. Ett tänkbart sätt att uppskatta om det perkolerade vattnet hunnit fram, är att jämföra de uppskattade transporthastigheterna (tabell 4.1) med avståndet till tvärsnittet (notera dock de förbehåll som ges i föregående avsnitt).

Som tidigare nämnts antas implicit att fullständig vertikal omblandning sker i tvärsnittet. Detta kommer att stämma sämre nära vägen och bättre längre bort. Rimligheten i antagandet kan uppskattas genom en uppskattning av plymens varians.

Om plymens varians i transversell led (uppskattas med ekvation 2.14) är ungefär lika stor eller större än lagermaktigheten är vertikala omblandningen sannolikt god. En konservativ skattning fås med $\alpha_T=1$ m (minst α_T bland de två typmiljöerna) och $\sigma_T=m=5$ m (störst lagermaktighet bland de två typmiljöerna). Detta ger $l=12,5$ m. För transportlängder större än 12,5 m från källan skulle alltså antagandet vara korrekt. Observera dock att dispersivitet är en parameter vars värde är svårt att specificera (se avsnitt 2.4.2), vilket gör att resultaten från denna uppskattning inte är fullt tillförlitliga. Dessutom kan det vara så att transversella dispersiviteten i vertikalled överskattats (avsnitt 2.4.1), vilket skulle göra att vertikala omblandningen blir mindre. Det faktum att det perkolerande vattnet fördelas på de bägge vägslänterna gör att plymens utbredning i vertikalled och därmed den vertikala omblandningen (se figur 4.2) blir större. Om vertikala omblandningen är liten blir de maximala halterna i ett givet tvärsnitt högre än vad utspädningsmodellen visar.

Om förhållandena är så att modellen är relevant att använda (stationära eller nära stationära förhållanden har hunnit uppkomma), gör det faktum att total vertikal omblandning inte kommer att ske fullt ut i en verklig markprofil, att den maximala halten i ett givet tvärsnitt (t.ex. C_{10} , C_{40}) bör bli något högre än den som beräknats enligt modellen.

Ytvattenmodellen

Ytvattenmodellen ska ses som en mycket grov uppskattning för hur det kan fungera i verkligheten. I modellen relateras markens borttransporterande förmåga till det specifika flödet i punkten. I en verklig miljö kan lagermaktigheten vara både större och mindre än de som använts i modellen. Detta påverkar direkt resultatet.

Av resonemanget vid beskrivningen av modellen kan man förledas att tro, att så snart det specifika flödet överstiger ett visst värde, kommer grundvattenytan att stiga upp i markytan och det beräknade överskottet rinna av som mättad ytavrinning. Så skulle vara fallet i en ideal typmiljö med helt slät markyta, men i verkligheten sker troligtvis viss utströmning till mindre ytvattendrag redan vid låg grundvattennivå i profilen. Omfattningen av utströmning till ytvattendrag ökar då naturligtvis när grundvattenytan stiger.

Resultatet bör alltså läsas så, att ett högt respektive lågt värde på q_{yt} tyder på att transporten med ytvattendrag och som ytavrinning, har relativt stor respektive liten betydelse. Ytvattendrag inbegriper i detta resonemang även vägens dräneringssystem, grävda diken etc. Betydelsen av eventuella ledningsgravar och andra konstgjorda högkonduktiva kanaler på platsen, kommer troligen också att ha större betydelse vid hög q_{yt} .

5.1.5. Numeriska modellerna

De numeriska modeller som gjorts skall betraktas som preliminära och kan utvecklas och förbättras vidare (se underrubrik "Validering" nedan).

I flera av modellerna har dränering placerats i markytan. Om totalpotentialen i en cell i översta cellagret blir större än markytans nivå i cellen, kommer vatten att tas bort så att totalpotentialen i cellen blir lika med markytans höjd över referensnivån, dvs. så att grundvattenytan sammanfaller med markytan. En direkt tolkning är att det vattenflöde som lämnar domänen via denna dränering är mättad ytavrinning. En rimligare tolkning

är dock att betrakta flödet som den kombinerade effekten av mättad ytavrinning och avrinning som ytvatten enligt resonemanget som förts i avsnitt 5.1.4.

Typmiljö morän

Flera av de numeriska modellerna för typmiljö morän gav grundvattennivåer som var högre än vad som är normalt i moränterräng. Detta är en kombinerad effekt av de konduktiviteterna och randvillkor som valts. Studier av effekter av andra randvillkor och konduktivitetvärden skulle ha varit motiverat.

C_{10} för koppar vid vägplacering 3 är påtagligt högre än de vid de två andra vägplaceringarna. Detta beror sannolikt på att utvärderingspunkten är belägen tio meter nedströms vägmitt, vilket innebär 3,75 m från vägen med vägplacering 1 eller 2 (se avsnitt 3.4.1) men ungefär 1,2 m från vägkant med vägplacering 3. Avståndsskillnaden betyder mycket med tanke på koppars låga transporthastighet. Att skillnaderna mellan de beräknade halterna med de olika vägplaceringarna är störst i den minst sluttande typmiljön talar för att slutsatsen är korrekt.

Validering

Någon validering i traditionell betydelse kan inte göras på grund av avsaknad av valideringsdata. Modellverktyget har inbyggda rutiner som summerar in- och utflöde av vatten och transporterade ämnen ur de olika cellerna i modellen. Dessa har använts för att kontrollera att massbalanserna för den numeriska lösningen av flödes- och transportekvationerna är tillräckligt bra (med tillräckligt bra menas här ett relativt fel mindre än ca 0,5 %). Nedan redovisas två brister med de numeriska modeller som gjorts.

I de fall där grundvattenytan i en modell stigit ända upp i markytan avlägsnas vatten via de dräneringsrör som placerats där. En viss andel av det perkolerade vattnet som tillförs på en plats försvinner alltså direkt ur modellen. Fysikaliskt rimligt vore då att även de i vattnet lösta ämnena försvinner i samma omfattning. Utnyttjande av vissa inbyggda kontrollfunktioner tyder på att detta inte fungerar så i programmet. En oproportionerligt stor andel av de lösta ämnena lämnas kvar i profilen, medan det perkolerade vattnet de var lösta i avlägsnas. Om denna tolkning av programmets funktion är korrekt, fås en överskattning av de verkliga halterna i en markprofil.

Dessutom är det så, som påpekats ovan, att utspädningsmodellen borde ge en ungefärlig minimigräns för halter i ett givet tvärsnitt. En jämförelse mellan tabellerna 4.4 och 4.5 med tabell 4.2 visar att detta ej stämmer fullt ut.

Man bör alltså ej lita blint på resultaten från numeriska modellerna, men de bör trots allt vara en rimligt god uppskattning av händelseförloppet för givna modellförutsättningar. Känslighet för variation av modellförutsättningarna behandlas i de följande avsnitten.

5.2. KÄNSLIGHET GENERELLT

De flesta parametrarna som definieras ovan är försedda med ett intervall inom vilket värdet kan variera. Intervallet avspeglar dels det faktum att det värde som valts inte nödvändigtvis är det som bäst representerar verkligheten, dels att vissa av parametrarna faktiskt varierar mellan olika punkter i marken. Det är av intresse hur variationer i

parametervärden, och andra mer abstrakta faktorer, påverkar transportförloppet, direkt och indirekt.

Som utvärderingsvariabler har valts C_{10} och C_{40} , vilka betecknar de maximala halterna av respektive ämne som uppstått under den simulerade tidsperioden 50 år, i ett tvärsnitt beläget 10 respektive 40 m nedströms vägmitt och vinkelrätt mot x-axeln. Dessutom är transporthastigheten, v_f , intressant. Nedan beskrivs generellt hur olika faktorer påverkar v_f , C_{10} och C_{40} .

5.2.1. Topografins betydelse

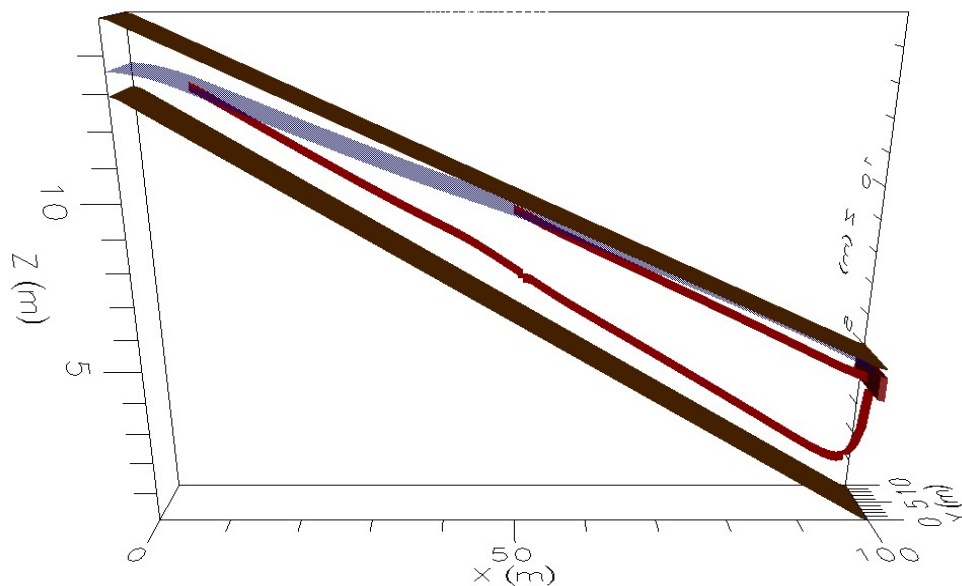
Vägens placering i typmiljön

Om alla övriga förutsättningar är konstanta fås minsta möjliga påverkan av perkolerande vatten från vägen om den placeras vinkelrät mot dominerande flödesriktning på platsen.

I en jämförelse mellan stort eller litet avstånd mellan grundvattendelare och väg ger det mindre avståndet att det perkolerade vattnet från vägen utgör en större andel av grundvattnet på ett visst avstånd nedströms vägen. Sannolikt ligger grundvattenytan relativt sett djupt och det är troligt att vägen ligger på ett inströmningsområde. Omvänt kan sägas att stort avstånd ger relativt liten andel perkolerat vatten, ytligare grundvattennivå och troligen utströmningsområde. Effekterna av djup till grundvattenytan diskuteras vidare i avsnitt 5.2.3.

Huruvida vägen placeras i in- eller utströmningsområde, torde kunna påverka vilka flödesvägar det perkolerade vattnet följer. Om en vägkonstruktion placeras i ett inströmningsområde kommer huvuddelen av det perkolerade vattnet att följa relativt långa flödesvägar ner i marken för vidare transport i djupare marklager. I ett omättat utströmningsområde kommer det perkolerade vattnet att blandas med uppströmmande grundvatten och flöda i ytnära marklager. I ett mättat utströmningsområde kommer det perkolerade vattnet att bilda ytavrinning tillsammans med uppströmmande grundvatten. Den principiella skillnaden torde alltså bli att inströmningsområden ger långa och långsamma flödesvägar (under antagandet att konduktivitet minskar med djupet) medan utströmningsområden ger korta och snabba flödesvägar.

Som exempel kan nämnas en exekvering av numeriska modellen för typmiljö morän med lutning 10 %, där transporttiden från en punkt belägen vid grundvattenytan tio meter nedströms grundvattendelaren, jämfördes med motsvarande punkt 50 m från grundvattendelaren. Transporttiden från startpunkten till vattendraget vid slutningens fot var för första punkten ca 840 dagar och för andra punkten ca 40 dagar (figur 5.3).



Figur 5.3. Beräknade strömlinjer i morän sluttning 10 %. Linjerna visar strömlinjer utgående ifrån vägens två kanter. Den översta ytan visar markytans läge. Ytan under denna visar grundvattentytan läge.

Effekten förtas dock i viss mån av den transversella dispersionen som gör att omblandningen i vertikalled blir större längre bort från vägen (se vidare avsnitt 5.1.4).

5.2.2. Grundvattenbildning

Grundvattenbildningen visar egentligen stora variationer över året. Under växternas vegetationsperiod lagras det mesta vattnet i den omättade zonen och bildar evapotranspiration, så att mycket liten grundvattenbildning sker. Normalt är grundvattenbildningen störst vår och höst och lägre sommar och vinter.

Genom att nederbörden anges som ett årsmedelvärde så kommer andelen vatten som rinner av i form av hortonsk ytavrinning att minskas, jämfört med om ett transient randvillkor i form av diskreta regnskurar använts. Hortonsk ytavrinning bildas om markens infiltrationskapacitet överskrids, vilket t.ex. kan ske under perioder med hög nederbörd eller under snösmältning. Vintertid kommer ju en stor del av nederbörden i form av snö och marken är ofta tjälad, vilket kan ge lägre infiltrationskapacitet. Om marken var mättad vid tjälningen är troligen hydrauliska konduktiviteten mycket låg, men om vattenhalten varit låg finns gott om ledigt porutrymme för vattnet att infiltrera i. Försök visar att infiltrationskapaciteten hos tjälad jord oftast är tillräcklig för att allt vatten ska kunna infiltrera. (Grip & Rodhe, 1994) Sannolikheten att tjälningen gör att markens infiltrationskapacitet minskar så mycket att ytavrinning bildas är störst i finkorniga jordar som kan ha hög vattenhalt på grund av kapillär stigning, och god vattenhållande förmåga.

En högre grundvattenbildning gör att grundvattennivån stiger, vilket ger diverse följd effekter som beskrivs närmare i avsnitt 5.2.3.

5.2.3. Grundvattennivå och jorddjup

Naturligtvis kan lagermaktigheterna vara både större och mindre än de som definierats i typmiljöerna. En större lagermaktighet tillåter större mängd vatten att rinna undan utan

att grundvattenytan stiger upp nära markytan. Mäktiga jordlager gör det dessutom troligare att transportvägarna blir långa.

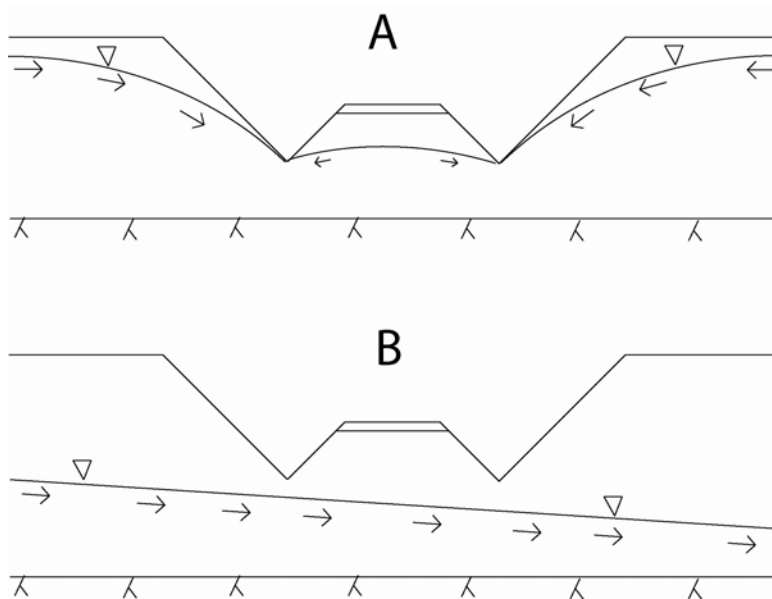
Om kunskap om jorddjupet på en tilltänkt konstruktionsplats finns, kan grundvattenytans medelnivå under året användas som en indikator för heterogeniteter i marken, vilka kan ge ökad transporthastighet. Grundvattennivå och jorddjup ger mäktighet på grundvattenförande lager. Genom att dividera det väntade specifika flödet på platsen (ges av ekvation 3.3) med denna mäktighet fås en uppskattning av den faktiska konduktiviteten. Om denna är påtagligt högre än den antagna för jordlagren har konduktiviteten underskattats, vilket kan bero på förekomsten av mer lättledande lager (för morän t.ex. sandskikt, rösberg). Förklaringen kan också vara att marken i stort har större konduktivitet än förmodat, vilket inte är lika ogynnsamt ur transportbegränsningssynpunkt, eller att betydande utströmning till vattendrag sker.

Vid en yttlig grundvattenyta kommer utströmningen till ytvattendrag och dräneringssystem att öka. Dessutom kommer eventuella högpermeabla ytnära lager att delta i flödet, så att transporten går snabbare. Detta motverkas dock av att det troligen förekommer mer organiskt material nära markytan, vilket brukar ge mer adsorption.

Djupet till grundvattenytan avgör ju också direkt den omättade zonen tjocklek. Innan det perkolerade vattnet från vägen når grundvattenytan måste det passera denna zon. Adsorptionen som sker här kommer att verka fördröjande på koppartransporten. Ju större mäktighet hos omättad zon, desto större fördröjning är att vänta under transporten genom zonen. Enligt Espeby & Gustafsson (2001) tyder simuleringsresultat på att makroporer kan ha stor betydelse för transporten av vissa ämnen i den omättade zonen i vissa typer av jordar. Dock bör byggandet av vägen innebära en viss kompaktering av undergrunden, vilket i sin tur gör att förekomsten av makroporer minskar (Hansson, 2004). Om vägen går i bank kommer den omättade zonen att vara tjockare än om vägen går i skärning.

Det är viktigt att notera att grundvattenytans läge inte är konstant lika med sitt medelvärde under året. Under perioder då grundvattenbildningen är stor, kommer grundvattenytan troligen att stiga upp närmare markytan. En grundvattenyta som är lägre än årsmedelvärdet, kommer inte att öka transporten och är därför mindre problematisk.

Om grundvattenytan nära vägen ligger högt relativt nivån för vägens dräneringssystem, vilket typiskt kan vara fallet vid hög grundvattennivå då vägen går i skärning, kan det förväntas att ämnestransporten med grundvattnet blir av mer lokal karaktär, men ytvattentransporten relativt stor (figur 5.4A). Om däremot grundvattenytan ligger lågt kommer liten eller ingen utströmning av vatten att ske till diket och eventuella föroreningar i det perkolerade vattnet följer den ursprungliga (i betydelsen den som var innan vägen byggdes) grundvattenströmningen, vilket skulle ge förutsättningar för en mer långväga grundvattentransport (figur 5.4B).

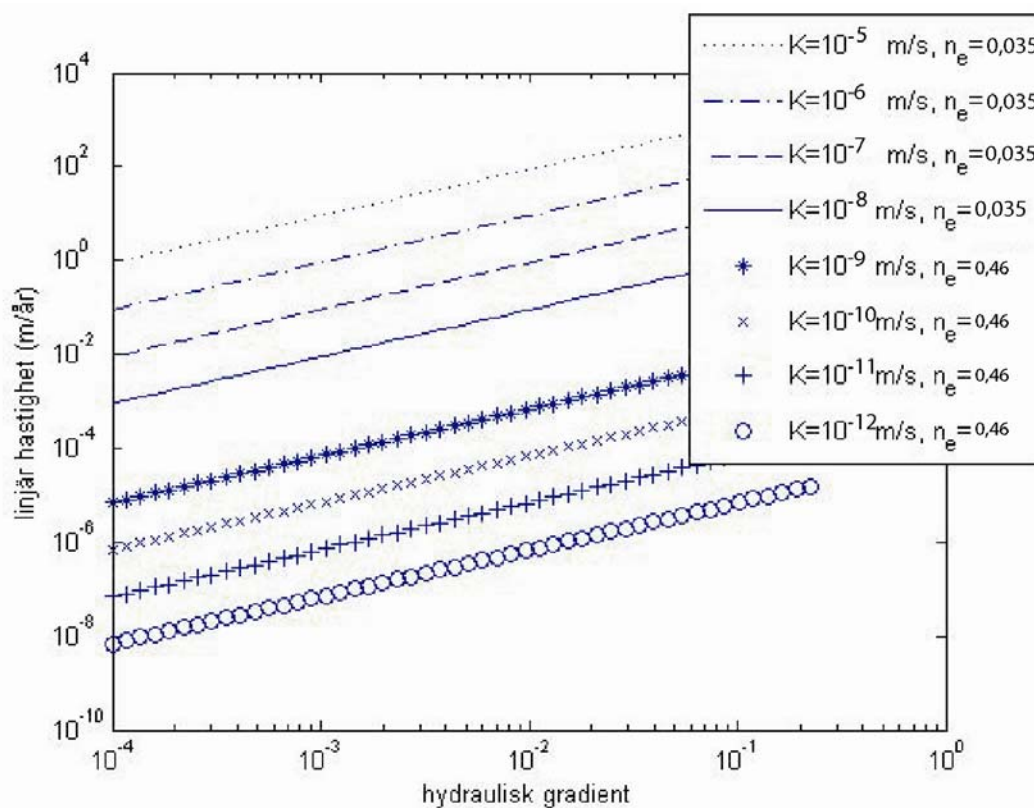


Figur 5.4. Förväntat flödesmönster vid hög respektive låg grundvattennivå (efter von Brömssen et al., 1999).

5.2.4. Transporthastigheten

Ett antal faktorer som påverkar v_f har nämnts i de närmast föregående avsnitten. Utöver dessa finns K , n_e och R_f , vilka påverkar v_f linjärt. R_f påverkas enligt ekvation 2.8 av ρ_s , n och K_D . Kompaktdensiteten ρ_s varierar troligen inte nämnvärt. Om man varierar n mellan 0,25 och 0,60 (hög respektive låg porositet) varierar faktorn $(1-n)/n$ i ekvationen med en faktor 4,5. Osäkerheten i en angivelse av K_D kan enligt ovan variera med en faktor 100, vilket ger en variation i R_f med ungefär samma faktor. K_D har därför generellt sett stor betydelse för v_f : betydligt större än porositetens.

I figur 5.5 visas v_f för ett icke-retarderat ämne som funktion av hydraulisk gradient för några olika kombinationer av n_e och K . Notera att de fyra övre kurvorna har parametervärden som motsvarar morän och de fyra nedre strukturlös lera.



Figur 5.5. Linjär hastighet för grundvatten (transporthastigheten för ett icke-retarderat ämne) som funktion av hydraulisk gradient.

5.2.5. Ytterligare faktorer som påverkar C_{10} och C_{40}

Av stor betydelse för C_{10} och C_{40} är om de transporterade ämnena hunnit fram till de tvärsnitt som betraktas. Om så ej är fallet, kommer naturligtvis maximala halterna av ämnena i tvärsnittet att vara relativt låga. Huruvida ämnena hunnit fram eller ej, avgörs främst av transporthastigheten v_f , men påverkas även av dispersiviteten, representerande markens heterogenitet, se figur 5.2. Återigen påpekas att de dispersivitetsvärden som angivits är osäkra.

5.2.6. Platsspecifika förhållanden

Generellt gäller att platsspecifika förutsättningar kan ha mycket stor betydelse för transportförloppet. En ledningsgrav med lättledande material kan t.ex. fungera som en snabb transportväg, som mycket väl kan gå i en helt annan riktning än den som förväntats utifrån en bedömning av den lokala topografin. Pumpning av vatten för exempelvis bevattning eller dricksvattenförsörjning kan påverka de hydrauliska gradienterna, och därmed ge snabbare transport eller ändrade flödesriktningar.

5.3. IMPLIKATIONER FÖR OLIKA TYPMILJÖER

Nedan tillämpas tidigare känslighetsresonemang på de olika typmiljöerna.

5.3.1. Begränsning av spridning

Det kan här vara befogat med en kommentar till rubriken ”begränsning av spridning” för att förhindra misstolkningar. Det enda sättet att hindra att ämnen sprids från en byggnadsmaterial i en vägkonstruktion till omgivande mark är konstruera vägen så att

ingenting frigörs. Detta skulle teoretiskt kunna ske genom att helt inerta material eller en fullständigt tät konstruktion används, vilket i praktiken är omöjligt. En förutsättning för denna studie är som tidigare nämnts att ett visst flöde av ämnen faktiskt lämnar vägen. I denna studie har den maximala halten som beräknas uppnås i vissa utvärderingspunkter (belägna 10 respektive 40 m nedströms vägen) under en 50-årsperiod, valts som kriterium för att ge ett mått på ämnestransporten. Rubriken syftar alltså till begränsning av dessa halter.

En begränsning av spridning av ämnen från vägen via grundvatten, kan i princip ske på tre av varandra oberoende sätt.

Det primära sättet är om transporthastigheten är så låg att spridningen effektivt begränsas. I detta fall kommer halterna i grundvattnet nedströms vägen att vara mycket låga.

Om hastigheten inte är låg nog, blir transportlängden under 50 år så stor att plymen hinner långt från vägen. Begränsningen av halter i grundvattnet nedströms kommer då att ske främst genom rena utspädningseffekter. En uppskattning av halterna ges då av utspädningsmodellen. Notera dock de förbehåll som ges i avsnitt 5.1.4.

Dessutom tillkommer det faktum att om marken på platsen är mycket tät, kommer ytvatten att vara viktigare för avvattning, och därmed indirekt reducera betydelsen av transporten med grundvatten. Halterna i grundvattnet kommer då att bli lägre än annars skulle ha varit fallet.

Det bör noteras att eftersom halterna i perkolerande vatten antagits vara konstanta, ger adsorptionen endast en fördröjning av transporten. Effekten av detta kommer in under den minskade transporthastigheten. Det troliga i verkligheten är snarare tidsberoende halter i perkolerande vatten. Då kommer adsorptionen även att ge en viss sänkning av de maximala halterna som uppnås i en given punkt i markprofilen (se vidare avsnitt 5.1.2). Detta gäller naturligtvis bara de ämnen som påverkas av adsorption.

5.3.2. Implikationer för typmiljö morän

Begränsning på grund av transporthastigheten

Resultaten från de analytiska modellerna tyder på att transporthastigheten för klorid kan förväntas vara relativt hög i typmiljö morän. Detta stämmer väl överens med resultaten av numeriska modellerna för typmiljö morän. Dessa ger ju resultat som är av samma storleksordning som dem från utspädningsmodellen, dvs. transporthastigheten har ej begränsat spridningen.

För en förhållandevis lågkonduktiv morän kan det dock tänkas att transporthastigheten är så låg att spridningen av klorid effektivt begränsas. Sannolikheten att detta sker kan ökas genom placering av vägen på ett inströmningsområde, vilket gör det mer troligt att perkolerat vatten följer djupa, långsammare strömlinjer. Är dessutom den omättade zonen tjock på platsen fördröjs troligen transporten ytterligare.

Transporthastigheten för koppar är sannolikt låg. I den minst sluttande moräntypmiljön är hastigheten ca 0,35 m per 50 år; i den mest sluttande motsvarande ca 7,5 m per 50 år. Resultaten från numeriska modellerna för morän tyder också på att haltplymen inte

hunnit fram till de betraktade tvärsnitten, eftersom de beräknade halterna, C_{10} och C_{40} är mycket låga.

Med tanke på den osäkerhet som är förknippad med en angivelse av K i moränmark måste dock möjligheten till transportlängder för koppar som är tiotals gånger större än detta förväntas. Därtill är det troligt att grundvattenytan i samband med höga flöden stiger upp nära markytan, där marken i moränterräng ofta har hög konduktivitet, så att snabba flöden sker. Dessutom visar en jämförelse med ämne B att om förhållandena är sådana att K_D för koppar är avsevärt lägre än förväntat, kommer transportlängderna att bli påtagligt större. I sådana fall är det möjligt att transporthastighetens begränsande verkan ej är tillräcklig under tidsperioden. För koppar spelar alltså K och K_D en avgörande roll.

Begränsning på grund av utspädning

Transporthastigheten för klorid är alltså inte så låg nog att spridningen ska kunna anses vara effektivt begränsad och halten nedströms kommer alltså sannolikt att vara av de storleksordningar som ges av utspädningsmodellen. Faktorn som styr vilka halter som uppkommer är då främst vägens placering inom typmiljön. En väg som ligger vinkelrätt placerad mot dominerande flödesriktning och på stort avstånd från grundvattendelaren ger de lägsta halterna.

Ytvattnets betydelse

Resultaten från ytvattenmodellen tyder på att transporten med ytvattendrag har stor betydelse på grund av begränsningar i markens borttransporterande förmåga. Detta gäller i synnerhet vid ytligt liggande grundvattenyta, vilket bör vara vanligast vid små lutningar (1-5 %) och stora avstånd till grundvattendelaren.

Som nämnts ovan gav flera av numeriska modellerna grundvattennivåer som var närmare markytan än vad som är normalt i moränterräng, vilket skulle bero på att det inte fanns några ytvattendrag (bortsett från bäcken vid sluttnings fot) i typmiljön. Det kan därför vara motiverat att ytterligare undersöka effekterna av variationer i randvillkor och konduktiviteter.

Övriga kommentarer

Berggrunden har inte beaktas i några beräkningar för typmiljö morän. Med tanke på att berggrunden uppskattats ha en hydraulisk konduktivitet $5,9 \cdot 10^{-8}$ m/s (Antal et al., 1998) och den djupare liggande moränen anses ha en hydraulisk konduktivitet med medianvärde $5 \cdot 10^{-7}$ med ett spann från 10^{-5} till 10^{-8} m/s, kan man tänka sig situationer där vattenflödena genom lagren är av samma storleksordning. I ett sådant fall skulle berggrundens bidrag till grundvattenflödet inte vara försumbart och modellerna något missvisande. I denna situation kommer moränlagret att fungera som en begränsande faktor för ämne-transporten via lagret.

Om moräntäcket är tunt kan också den eventuella förekomsten av uppsprucket berg i kontaktytan mellan moränlagret och berggrunden, s.k. rösberg, ha stor betydelse. Detta lager kan i så fall ha mycket hög konduktivitet och ge hög transporthastighet. I en sådan situation kan eventuellt den vertikala flödeskomponenten ner genom moränlagret att fungera som en begränsande faktor för ämne-transporten via rösbergslagret. Ytterligare studier krävs dock för att kunna verifiera detta.

Med ytlig grundvattenyta kommer platsspecifika faktorer, som närvaron av ledningsgravar etc., få ökad påverkan på förloppet.

Tidigare i rapporten konstateras att en typisk hydraulisk gradient i en morän är ungefär markytans lutning. Därmed ger troligen en fördubbling av lutningen en fördubbling av transporthastigheten. Detta ställt i relation till de stora variationer som måste förväntas i en angivelse av konduktiviteten visar att lutningens betydelse inte skall överskattas.

5.3.3. Implikationer för typmiljö svallsand

Begränsning på grund av transporthastigheten

Trots den höga konduktiviteten i svallsand är de uppskattade transporthastigheterna av samma storleksordning som i morän. Detta beror på svallsandens högre effektiva porositet, samt att den förväntade hydrauliska gradienten är liten. Det är dock värt att notera att om vatten av någon anledning pumpas ut ur svallsand, kommer gradienten att öka och möjliggöra mycket snabba flöden.

Resultaten från de analytiska modellerna tyder på att transporthastigheten för klorid kan förväntas vara relativt hög i typmiljö svallsand. Detta stämmer väl överens med resultaten av numeriska modellerna för typmiljö svallsand. Dessa ger ju resultat som är av samma storleksordning som dem från utspädningsmodellen. Transporthastigheten är alltså generellt sett inte en begränsande faktor för kloridtransporten.

Transporthastigheten för koppar är låg på grund av adsorptionen. Hastigheten uppskattas till 1 m per 50 år. Resultaten från numeriska modellerna för moräntypmiljöerna tyder också på att haltplymen inte hunnit fram till de betraktade tvärsnitten, eftersom de beräknade halterna, C_{10} och C_{40} är mycket låga.

Troligen är K_D relativt sett lågt, eftersom det handlar om en sandjord. Sand har nämligen relativt låg CEC (katjonbyteskapacitet) och låg specifik yta (Mácsik et al., 1998). Detta kan förenklat sägas kunna leda till att adsorptionsplatserna fylls, så att adsorptionen minskar. (Om oxidtyr, i form av t.ex. järnoxider i en järnhaltig jord, förekommer kan dock K_D vara högt.) En jämförelse med ämne A och ämne B visar att om K_D för koppar är avsevärt lägre än det antagna värdet ($1 \text{ m}^3/\text{kg}$), kommer transportlängderna att bli påtagligt större. I sådana fall är det troligt att transporthastighetens begränsande verkan ej är tillräcklig under tidsperioden.

För koppartransport i typmiljö svallsand spelar alltså K_D , samt eventuell pumpning av vatten ur svallsandsskiktet en helt avgörande roll.

Begränsning på grund av utspädning

Transporthastigheten för klorid är alltså inte låg nog för att spridningen ska kunna anses vara effektivt begränsad. Halten nedströms kommer då att vara av de storleksordningar som ges av utspädningsmodellen. Faktorn som styr vilka halter som uppkommer är då främst vägens placering inom typmiljön. En väg som ligger vinkelrätt placerad mot dominerande flödesriktning och på stort avstånd från grundvattendelaren ger de lägsta halterna.

Ytvattnets betydelse

Resultaten från ytvattenmodellen tyder på att transporten med ytvatten generellt har liten betydelse.

Övriga kommentarer

På grund av den höga konduktiviteten kommer grundvattenytan förmodligen inte att fluktuera så mycket kring sitt årsmedelvärde.

5.3.4. Implikationer för typmiljö lera

Begränsning på grund av transporthastigheten

Resultaten från hastighetsmodellen tyder på att transporthastigheten för klorid kan förväntas vara mycket låg för klorid i strukturlös lera. Hastigheten för klorid orsakad av ren advektion uppskattas till motsvarande 35 cm per 50 år. Med hänsyn tagen till den molekylära diffusionens inverkan uppskattas resulterande transporthastigheten till ca 1,5 m per 50 år. Motsvarande siffror för koppar är då ungefär en faktor $R_f=3300$ lägre. Detta gäller strukturlös lera. För både koppar och klorid fungerar alltså hastigheten som en begränsande faktor.

I torrskorpelera gör den lägre effektiva porositeten och högre konduktiviteten att betydligt högre transporthastighet är att vänta. Den uppskattas till ca 500 m per 50 år för klorid, vilket gör att transporthastigheten i sig inte utgör någon effektiv begränsande faktor.

För koppar i torrskorpelera uppskattas transporthastigheten till ca 15 cm per 50 år, vilket kan anses vara lågt nog för att spridningen av detta ämne skall vara effektivt begränsad. Detta gäller dock bara under förutsättning att K inte är alltför många tiopotenser högre än det antagna värdet. Leror brukar ha hög adsorptionsförmåga (Mácsik et al., 1998), vilket gör att sorptionskoefficienten sällan kommer att vara överskattad.

Betydelsen av struktur i leran kan illustreras med följande: i Espeby & Gustafsson (2001) tolkas resultat av datorsimuleringar som sägs tyda på att ett värsta tänkbara scenario för pesticidtransport i den omättade zonen (bland de där undersökta jordarterna) vara lera med kraftig struktur, medan strukturlös lera anges som en av de två jordarter som ger det bästa skyddet.

Begränsning på grund av utspädning

I torrskorpelera är det alltså sannolikt att transporthastigheterna är så pass höga att halterna nedströms främst begränsas av utspädningseffekterna. Halterna kommer att vara av de storleksordningar som ges av utspädningsmodellen. Faktorn som styr vilka halter som uppkommer är främst vägens placering inom typmiljön. En väg som ligger vinkelrätt placerad mot dominerande flödesriktning och på stort avstånd från grundvattendelaren ger de lägsta halterna.

Ytvattnets betydelse

Resultaten från ytvattenmodellen tyder på att transporten med ytvattendrag har mycket stor betydelse för lera både med och utan struktur. Eftersom markens vattenförande förmåga är så begränsad kommer en stor del av vattenflödet att ske via ytvattendrag, inklusive dräneringssystem avsedda för dränering av vägkonstruktionen eller åkermark.

Den ämnestransport som trots allt sker via grundvattnet kommer troligen att flöda till ett dräneringsrör. Av dessa anledningar kommer det att vara relevant att utvärdera vart ytvattnet från vägens närområde tar vägen.

Övriga kommentarer

Platsspecifika faktorer som närvaron av ledningsgravar och andra högkonduktiva kanaler, som kan ge snabba transportvägar i andra riktningar än de förväntade, kan också ha mycket stor betydelse.

Om det finns sandskikt i leran, vilket enligt ovan kan förekomma främst i närheten av isälvsavlagringar samt i de djupare delarna, kan dessa fungera som snabba transportvägar. Den mellanliggande leran utgör dock troligen ett bra skydd. Dock är det så att om vatten pumpas ut ur sandskiktet kommer den skyddande effekten att försämrast. Försiktighet under byggprocessen, så att lerlagret ej punkteras, är motiverat.

5.3.5. Sammanställning kritiska faktorer

Nedan ges en förteckning över de faktorer som bedöms som viktigast, grupperade per typmiljö och ämne. En förklaring till de olika fraserna följer därefter.

Morän:

Klorid: Primärt vägens orientering i typmiljön, ytvatten och platsspecifika faktorer. Möjlig konduktivitet, in-/utströmningsområde, djup till grundvattenytan.

Koppar: Primärt konduktivitet, K_D , in-/utströmningsområde, djup till grundvattenytan.

Svallsand:

Klorid: Vägens orientering i typmiljön och platsspecifika faktorer.

Koppar: Primärt K_D , platsspecifika faktorer (främst pumpning) i viss mån konduktivitet. Sekundärt vägens orientering inom typmiljön

Lera (strukturlös):

Klorid: Platsspecifika faktorer och ytvatten.

Koppar: Platsspecifika faktorer och ytvatten.

Lera (med tydlig struktur; torrskorpelera):

Klorid: Vägens orientering i typmiljön, ytvatten och platsspecifika faktorer.

Koppar: Primärt konduktivitet, ytvatten och platsspecifika faktorer. Sekundärt vägens orientering i typmiljön.

Förklaring till använda fraser:

- **Konduktivitet:**
Direkt linjär påverkan på transporthastigheten.
- **K_D :**
Stor påverkan på transporthastigheten.

- **Platsspecifika förhållanden:**
Ledningsgravar, pumpning av vatten, infiltration av dagvatten etc. kan förändra flödesmönstret och därför ha stor betydelse.
- **Vägens orientering i en given typmiljö:**
Flödesvinkel 90° ger de lägsta halterna. Stort avstånd till grundvattendelare ger i princip låga halter men större hastigheter; omvänt gäller för litet avstånd.
- **Grundvattenyta/jorddjup:**
Ytlig grundvattenyta kan ge snabb transport genom ytliga lättledande lager. Djup grundvattenyta ger längre transporttider på grund av ofta låg konduktivitet och fördröjning i omättad zon. Grundvattenyta som är mycket låg i relation till förväntat specifikt flöde och jordmäktighet kan vara tecken på lättledande skikt.
- **In-/utströmningsområde:**
Inströmning kan antas ge längre transportvägar och lägre transporthastigheter. I utströmningsområden råder troligen omvända förhållanden: kortare transportvägar och högre transporthastigheter.
- **Ytvatten:**
Om en stor del av vattnet som passerat genom vägen förväntas rinna av som ytvatten (inkluderande via vägens dräneringssystem) kommer ämnestransporten med ytvatten att vara betydande.
- **Struktur i lera:**
Makroporer i form av tork- och tjälsprickor gör att effektiva porositeten minskar och konduktiviteten ökar betydligt. Detta ger högre transporthastighet.

5.3.6. Generalisering av resultat

I samtliga fall har bakgrundshalterna av de studerade ämnena antagits vara noll. Detta har gjorts för att visa på det tillskott till de naturliga halterna som orsakats av utlakning från slaggruset i vägen. En konsekvens av detta angreppssätt blir att dispersionens utspridande effekt överskattas något. Ju större skillnad på C_b och C_{perk} , desto mindre blir felet. För den intressanta situationen där $C_{perk} \gg C_b$ torde alltså detta fel vara försumbart.

En fördel med angreppssättet är att haltfördelningen i marken påverkas helt linjärt av det perkolerade vattnets halt av respektive ämne. Om C_{perk} ändras t.ex. en faktor tre, kommer alltså tillskottet till bakgrundshalten i varje punkt i typmiljön att ändras med samma faktor tre. I Appelo & Postma (1999) finns motsvarigheter till ekvationerna beskrivande endimensionell ämnestransport (ekvation 2.20-2.23) för bakgrundshalter $C_b > 0$.

Som tidigare nämns tillhör koppar enligt Espeby & Gustafsson (2001) gruppen ”starkt adsorberande metallkationer”. I denna grupp ingår även bly. Det som sagts om koppar ovan bör alltså gälla även för bly. Författarna beskriver också gruppen ”medelstarkt adsorberande metallkationer”, som innefattar kadmium, nickel och zink. För denna grupp sägs K_D oftast variera mellan 0,010 och $1 \text{ m}^3/\text{kg}$. Ett ”värsta tänkbara”-scenario ur

transportbegränsningssynpunkt skulle då vara att $K_D = 10 \text{ kg/m}^3$. De resultat som givits för ämne A (för vilket $K_D = 0,010 \text{ m}^3/\text{kg}$ gäller) i kapitel 4, bör alltså gälla för dessa ämnen. Någon vidare tolkning av resultaten görs ej i denna rapport.

5.4. ANVÄNDNING I PRAKTIKEN

Här ges en steg för steg-beskrivning av hur en praktisk tillämpning av arbetet kan gå till. Arbetsgången är i princip definition av halter i perkolerande vatten, identifiering av typmiljöer och specificering av förväntade begränsande mekanismer i respektive typmiljö, vilket i sin tur tillåter en uppskattning av resulterande halter.

Som all annan naturvetenskap bygger användandet av hydrogeologiska typmiljöer på förenklingar och generaliseringar. Uttalanden som görs med stöd av resonemang utgående från dessa typmiljöer, kommer att stämma mer eller mindre bra med verkligheten. Detta avgörs typiskt av hur väl verkliga förhållande återspeglas av typmiljön och de använda modellerna. Det är därför viktigt att en tillämpning av de resultat och slutsatser för de olika typmiljöerna som presenteras i rapporten görs av en sakkunnig person med god kunskap om hydrogeologi. Hänsyn skall tas till det allmänna resonemang om känslighet som förs i avsnitt 5.2, samt de typmiljöspecifika kritiska faktorer som beskrivs i avsnitt 5.3 (och även nedan).

5.4.1. Halter i perkolerat vatten

Först definieras halterna av koppar och klorid i vatten som passerat genom vägen. Dessa är naturligtvis av stor betydelse för en praktisk tillämpning. För att direkt kunna använda de resonemang som presenteras, skall halterna definieras enligt samma mönster som i denna rapport, dvs. en konstant halt under 50 år.

En redogörelse för hur metoden kan generaliseras till att, med vissa inskränkningar, gälla för andra halter och andra ämnen (än klorid och koppar) ges i avsnitt 5.3.6.

5.4.2. Identifiering av typmiljöer

Utgående från en tänkt vägsträckning (ungefärlig eller mer bestämd) utnyttjas jordartskartor topografiska kartor etc. (se vidare avsnitt 2.1.1) för att identifiera områden som kan anses väl beskrivna av en viss typmiljö (definieras i avsnitt 3.1.1-3.1.3). Topografiska kartor utnyttjas för att bestämma grundvattendelarnas troliga lägen. Vägen kommer alltså med sin tänkta vägsträckning att genomkorsa ett antal olika typmiljöer. För varje del av vägen specificeras ungefärligt avstånd till grundvattendelare och vinkel mot förväntad dominerande flödesriktning (som ges av markytans gradient).

5.4.3. Platsspecifika faktorer och ytvattnets betydelse

Om ämnestransporten med ytvatten förväntas vara betydande (se nedan) är det relevant att ta reda på vart detta ytvatten tar vägen. Denna typ av information kan fås från topografiska kartor och eventuella planritningar över vägen. Om en hög andel av ämnestransporten sker med ytvatten kommer halterna i grundvattnet att bli lägre.

Platsspecifika faktorer som närvaron av ledningsgravar, rörgravar, infiltrationsanläggningar för dagvatten eller dylikt, kan göra att grundvattenflöden ändrar riktning eller sker snabbare än de annars skulle ha gjort. Detta kan ha stor betydelse för transportförloppet och måste alltid beaktas. Vilken påverkan dessa faktorer ges måste bedömas från fall till fall. Ett sätt att kontrollera spridning via rör- och ledningsgravar kan vara att täta dessa med bentonitpluggar på lämpliga avstånd.

5.4.4. Typmiljö morän

Vid små lutningar och ytlig grundvattenyta är det sannolikt att en betydande del av ämnestransporten kommer att ske via ytvatten inklusive vägens dräneringssystem. Detta utgör en begränsning för ämnestransporten med grundvattnet.

Klorid

För klorid utgörs begränsningen troligen av utspädningen.

Om vägen ligger i ett inströmningsområde med djupt liggande grundvattenyta kommer detta sänka transporthastigheterna. Om moränen dessutom är förhållandevis tät kan detta räcka till för att transporthastigheten ska begränsa spridningen. I sådant fall gäller i princip det som sägs om koppar i följande avsnitt även för klorid. Platsspecifika undersökningar krävs förmodligen för att verifiera moränens täthet. Observera dock att en oväntat låg grundvattennivå kan vara tecken på ett lättledande lager, vilket ger motsatt effekt (avsnitt 5.2.3).

Koppar

För koppar utgörs begränsningen troligen av den låga transporthastigheten.

Ett lägre K_D än förväntat kan möjligen i kombination med en för morän relativt hög konduktivitet göra att transporthastigheten ökar så mycket att dess begränsande verkan upphör. Förekomst av rösberg under moränlagret kan ha samma effekt (det kan vara motiverat med en platsspecifik undersökning för att kontrollera detta). I sådana fall fungerar utspädningen som begränsande effekt.

5.4.5. Typmiljö svallsand

Transport med ytvattendrag har relativt liten betydelse. Om grundvattenytan ligger nära markytan kan dock ytvattentransportens betydelse öka.

Klorid

Begränsningen utgörs främst av utspädningen.

Koppar

Transporthastigheten är förmodligen den begränsande faktorn. Om K_D är avsevärt lägre än det antagna värdet ($1 \text{ m}^3/\text{kg}$) kan det dock vara så att halterna ej begränsas av hastigheten utan av utspädningen. Om jorden är järnhaltig eller innehåller mycket organiskt material är K_D antagligen högt nog.

5.4.6. Typmiljö lera

Av stor vikt för spridningen via grundvatten är om leran har tydlig struktur (torrskorpelera) eller ej. I vilket fall som helst kommer förmodligen en betydande del av ämnestransporten kommer att ske via ytvatten, inklusive vägens dräneringssystem, i synnerhet om leran saknar tydlig struktur.

Klorid

För strukturlös lera gäller att den mycket låga transporthastigheten kommer att utgöra en effektiv begränsning.

För torrskorpelera är utspädningen begränsande.

Koppar

För strukturlös lera gäller att den mycket låga transporthastigheten kommer att utgöra en effektiv begränsning.

För torrskorpelera är konduktiviteten (i praktiken makroporernas storlek och frekvens) helt avgörande. Om konduktiviteten är av den storleksordning som antagits i denna studie är transporthastigheten begränsande; är den flera tiopotenser högre är det snarare utspädningen som begränsar.

5.4.7. Uppskattning av totalhalter

Givet vilka begränsande faktorer som är aktuella uppskattas nu tillskottet till bakgrundshalterna i grundvattnet nedströms vägen enligt den beskrivning som ges i avsnitt 5.3.1. Dessa tillskottshalter adderas sedan till medianbakgrundshalterna 11 mg/l (klorid) och 1 µg/l (koppar) (se avsnitt 5.4.8 för vidare motivering).

5.4.8. Jämförelsekriterier

Något enhetligt officiellt förhållningssätt för hur en bedömning av de beräknade halterna ska ske finns för närvarande inte i Sverige (Svedberg, 2005a).

Här ges några exempel på jämförelsekriterier för de totalhalter som uppskattats. Detta görs endast för att kunna ge en uppfattning om vad som är stort och smått i sammanhanget. Inga som helst anspråk görs på lämplighet eller fullständighet i urvalet av kriterier.

Klorid

Naturvårdsverket (1999) ger normalsammansättning för grundvattnet i typmiljön ”F3g” (”Öppna akviferer i morän och svallsediment” i geografiska regionen ”Upplands kalkpåverkade område” och grund brunn (< 4 m)), vilket väl motsvarar typmiljöerna morän och svallsand som de definierats i föreliggande rapport. Medianhalten är där 11 mg/l, med ett konfidensintervall (90 %) från 3 till 139 mg/l.

Gränsvärdet för klorid i dricksvatten enligt Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten 2001:30 är 100 mg/l (”tjänligt med anmärkning”) (Livsmedelsverket, 2001).

Vägsaltning med natriumklorid är en annan källa för kloridtilförsel till grundvatten. Tillförseln av klorid var under vintersäsongen 2002/2003 på den statliga delen av vägnätet i Uppsala län 180 kg/km (300 kg NaCl per km) för vinterstandardklass B (den lägre av två klasser med krav på vinterväglag); för klass A-vägar var den 4,8 ton/km (7,9 ton NaCl per km). (Ojala & Mellquist, 2004)

Koppar

För koppar är normalsammansättningen för opåverkat grundvatten ca 1 µg/l, med ett ungefärligt konfidensintervall (90 %) 0,1 µg/l till 10 µg/l (uppskattat ur diagram i Naturvårdsverket, 1999).

Gränsvärdet för koppar i dricksvatten enligt Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten 2001:30 är 200 µg/l (tjänligt med anmärkning) (Livsmedelsverket, 2001).

5.4.9. Urbergsområden

Områden med urberg har inte tagits med bland typmiljöerna. Grundvattenflöde i berg är komplext och de lokala variationerna är mycket stora. Flödet styrs i princip av förekomsten av sprickor och deras orientering. Förutsägelser om transportvägar och transporttider kräver kunskap om sprickförhållandena på den aktuella platsen. Platsspecifika undersökningar kan alltså bli nödvändiga.

Generellt kan det vara bra att undvika kända sprickzoner. Grundvattenkartan (Grundvattenkartan, Uppsala län, Ah 5) visar större sådana, där möjligheterna till större grundvattenuttag bedömts vara goda. Antal et al. (1998) redovisar sprickzoner i allmänhet. Även bergborrade brunnar bör troligen undvikas eftersom dessa kan vara av stor betydelse för enskilda hushåll. Enligt Antal et al. (1998) nyttjas berggrundsvatten även i den kommunala vattenförsörjningen men några tillgångar av regional betydelse bedöms inte förekomma. I SGU:s brunnsarkiv finns en förteckning över bergborrade brunnar i regionen.

5.4.10. Kärr

Kärrområden tas inte heller med bland typmiljöerna. Ett kärr utgör per definition ett utströmningsområde för grundvatten. Eventuella föroreningar i perkolerat vatten från en vägkonstruktion på platsen bör därför inte påverka grundvattnet i närområdet i någon större utsträckning. Möjligheten till ytvattenpåverkan måste dock beaktas.

5.4.11. Isälvsavlagringar

Tidigare har vägar ofta anlagts på isälvsavlagringar, speciellt åsar, bl.a. på grund av det ur vägbyggnadssynpunkt gynnsamma dräneringsläget. Av samma skäl kan eventuella utlakade ämnen från en väg snabbt nå grundvattnet och transporteras vidare. Detta i kombination med den betydelse för vattenförsörjning isälvsformationerna ofta har, gör att anläggning av vägar på isälvsmaterial bedöms som mindre lämpligt.

5.5. SLUTSATSER

Studien visar att hydrogeologiska typmiljöer kan användas för bedömning av ämnestransport med grundvatten och därmed kan de även utnyttjas för att peka ut områden där användande av slaggrus i vägkonstruktioner är olämpligt. De typmiljöer som definierats ovan kan användas. Det är dock viktigt att notera att typmiljösystemet inte är tillämpligt för alla platser i regionen. På grund av att metoden ej utgår från hydrogeologiska data för en specifik plats utan från generaliserade förutsättningar, finns en osäkerhet i resultaten. Ambitionen har varit att göra konservativa skattningar och påpeka de osäkerheter som kvarstår i de givna resultaten. För att metoden ska fungera bra är det nödvändigt att tillämpningen görs av en person med kompetens inom hydrogeologi. Validering mot verkliga data är också önskvärt.

Nedan ges en sammanfattning av de slutsatser som dragits om de olika typmiljöerna samt om några marktyper som inte studerats närmare. Bedömningen baseras på huruvida det förefaller vara möjligt att göra en god förutsägelse av spridningsbilden och, om så är fallet, huruvida det är sannolikt att från vägen utlakade ämnen kommer att påverka grundvatten annat än mycket nära vägen under den studerade perioden om femtio år.

Morän är generellt sett en mycket heterogen jordart, vilket gör att det i praktiken är svårt att skatta spridningen. Vid lokalisering av slaggrusvägar till moränområden kommer därför platsspecifik kunskap krävas eller skyddsåtgärder behöva vidtas.

Svallsand kännetecknas av hög hydraulisk konduktivitet, vilket gör att vatten- och ämnesflöden kan förväntas ske relativt snabbt. Vid lokalisering av slaggrusvägar till svallsandsområden kommer därför platsspecifik kunskap krävas eller skyddsåtgärder behöva vidtas.

Lera är generellt sett en mycket tät jordart. Transporten med grundvatten är därför av begränsad omfattning och sker mycket långsamt. På grund av tätheten kommer sannolikt en stor del av ämnestransporten att ske via ytvatten inkluderande vägens dräneringssystem. Ledningsgravar och liknande kommer också att ha stor betydelse. Detta bör beaktas. Om leran har tydlig struktur i form av tork- eller tjälsprickor finns förutsättningar för snabbare transport och en utökad bedömning behövs.

Urbergsområden kännetecknas generellt av stor heterogenitet och därmed svårigheter att bedöma transportmönster. Lokalisering av slaggrusvägar till ett urbergsområde kräver därför inhämtning av mer platsspecifik kunskap eller skyddsåtgärder.

Isälvsavlagringar kännetecknas allmänt av hög genomsläpplighet och förmåga att leda och lagra stora mängder vattenmängder. Isälvsavlagringar har dock dåligt naturligt skydd för de föroreningskällor som förknippas med vägar (utsläpp i samband med olycka, vägsaltning etc.) och har ofta stor betydelse för vattenförsörjning. Väganläggning på dessa formationer är därför i allmänhet olämplig.

En mer nyanserad bedömning där hänsyn tas till vilka halter som är acceptabla eller ej, är möjlig. En sådan bedömning skulle kunna baseras på denna rapport, som för en given situation (som kan anses vara representerad av en av de typmiljöer som definierats) ger

en uppskattning av vilka maximala halter som kommer att uppträda i grundvattnet nedströms vägen. Riktlinjer för hur de prognostiserade halterna skall värderas saknas dock i nuläget. Återigen är det viktigt att tillämpningen görs av en person med kunskap inom hydrogeologi.

Det bör noteras att om en slaggrusväg anläggs på relativt sett tät mark, kommer ytvattnets bidrag till avvattningen att öka. Detta gör sannolikt att ämnestransporten med ytvatten kommer att öka i betydelse. Det är också viktigt att komma ihåg att antropogena strukturer, exempelvis ledningsgravar och dagvattenbrunnar, eller andra lokala anomalier kan ha mycket stor betydelse för spridningen av ämnen.

5.6. UTBLICK

Sedan 2001 styrs användningen av alternativa material i vägbyggnad i Danmark bland annat av en föreskrift som baseras på grundvattenskydd ur ett riskhanteringsperspektiv. Bedömningen syftar till skydd för grundvatten från salter och spårämnen (klorid, natrium, sulfat respektive koppar, krom och bly sägs vara mest problematiska) och skall utföras på följande sätt (Hjelmar, 2004):

- Ingen hänsyn tas till adsorptionseffekter
- Objektet antas vara placerat "nära" grundvattendelaren
- Konstant källa med halt motsvarande L/S 2
- Bakgrundshalt sätts till 90%-percentilen av nationella grundvattendata för ämnet ifråga
- Utvärderingskriterium: 30 m nedströms skall ingen "specialbehandling" behövas för att få fram dricksvatten.

I Reid et al. (2001) finns en närmare beskrivning av en modell för spridningsbedömning som är baserad på liknande principer. I Sverige finns i nuläget inget enhetligt förhållningssätt för hur denna typ av överväganden skall göras. (Svedberg, 2005a)

5.7. FORTSATTAR BETEN

Validering mot verkliga data är önskvärt för att bekräfta modellens giltighet. En annan möjlighet är att använda en numerisk modell för att simulera ett verkligt scenario. Utdata från modellen kan sedan användas för valideringen.

Bättre kunskap om vilka halter som kan förväntas av olika ämnen i perkolerat vatten är önskvärd, och skulle göra de förutsagda halterna i grundvattnet nedströms vägen mera tillförlitliga. Som tidigare nämnts kan dock en nyligen utvecklade modell möjligen fylla denna funktion (Lind et al., 2005).

Mer kunskap om dispersion, främst i form av bättre uppskattningar av dispersivitet i longitudinell och vertikal led är viktigt och skulle öka värdet av sådana här generella bedömningar. Markens heterogenitet skulle i viss mån kunna hanteras genom att dispersionen (som beskriver omblandande effekter orsakade av bland annat just markens heterogenitet) utnyttjas på ett mer strukturerat sätt. T.ex. vore det möjligt att uppskatta hur snabbt en viss given halt nivå fortplantar sig ut från källan och hur långt den kommer innan utspädnings effekterna hindrar ytterligare fortskridning.

Den numeriska modelleringen kan förbättras och utvecklas vidare. Av stort intresse är att variera randvillkoren och studera vilka effekter detta får på ämnestransporten. Detta

skulle kunna tillåta att typmiljöerna definieras om något, så att den resulterande skattningen av ämnestransporten blir konservativ. En modell där grundvattenbildningen varierar över året skulle kunna tillåta att effekterna av kortvariga höga flöden studeras. En sådan skulle kunna kopplas till en modell för utlakningen från vägen. Exempelvis skulle de intervall inom vilka olika parametrarna förväntas variera kunna utnyttjas annorlunda (exempelvis s.k. Monte Carlo-simulering).

6. REFERENSER

- Antal, Ildikó; Bergman, Stefan; Gierup, Jonas; Person, Christer; Thunholm, Bo; Stephens, Michael; Johansson, Rune (1998). *Översiktsstudie av Uppsala län Geologiska förutsättningar*. Stockholm: SKB. (SKB Rapport R-98-32).
- Appelo, C. A. J. & Postma, D (1999). *Geochemistry, groundwater and pollution*. Rotterdam: A.A. Balkema.
- Arm, Maria (2000). *Egenskaper hos alternativa ballastmaterial – speciellt slaggrus, krossad betong och hyttsten*. Lic.-avh. Kungliga Tekniska Högskolan, Institutionen för anläggning och miljö. Stockholm. (TRITA-AMI LIC 2063).
- Avén, Sigurd (red.) (1984). *Handboken bygg: Geoteknik*. Stockholm: Liber förlag.
- Back, Pär-Erik & Rosén, Bengt (2001). *Risikanalys av områden där järnvägstrafik berör vattentäkter och andra vattenresurser - Metodutveckling*. Linköping: Statens Geotekniska Institut. (Varia 513).
- Bendz, David (2004). *Personlig kommunikation, 2004-10*. Statens Geotekniska Institut, Lund.
- Bengtsson, Marie-Louise & Gustafson, Gunnar (1996). *Bedömning av grundvatten utgående från grundvattenmiljöer: pilotstudie i Västsverige*. Göteborg: Chalmers tekniska högskola, Geologiska institutionen. (Rapport B 426).
- Carlsson, Leif & Gustafsson, Gunnar (1991). *Provpumpning som geohydrologisk undersökningsmetodik*. Stockholm: Statens råd för byggnadsforskning. (R66:1991).
- de Marsily, Ghislain (1986). *Quantitative Hydrogeology: Groundwater Hydrology for Engineers*. London: Academic Press.
- Devanny, Joseph; Everett, Lorne; Lu, James; Stollar, Robert (1990). *Subsurface Migration of Hazardous Wastes*. New York: Van Nostrand Reinhold.
- Domenico, Patrick & Schwartz, Franklin (1990). *Physical and Chemical Hydrogeology*. New York: John Wiley & Sons.
- Eklund, Helen Stejmar (1999). *Hydrogeologisk riskanalys och riskhantering kring vägar: utbyggnad av väg E6 genom Strömstads kommun*. Göteborg: Chalmers tekniska högskola, Geologiska institutionen. (Publ. B 473).
- Eklund, Helen Stejmar (2002). *Hydrogeologiska typmiljöer: verktyg för bedömning av grundvattenkvalitet, identifiering av grundvattenförekomster samt underlag för riskhantering längs vägar*. Lic.-avh. Chalmers tekniska högskola, Geologiska institutionen. Göteborg. (Publ. A 101).
- Espeby, Bengt & Gustafsson, Jon Petter (2001). *Vatten och ämnestransport i den omättade zonen: en kunskapsöversikt*. Stockholm: Kungliga Tekniska Högskolan, Institutionen för mark- och vattenteknik. (Trita-AMI Rapport 3038).

Fetter, Charles Willard (2001). *Applied Hydrogeology*. USA, Upper Saddle River: Prentice Hall.

Fetter, Charles Willard (1999). *Contaminant Hydrogeology*. USA, Upper Saddle River: Prentice Hall.

Flyhammar, Peter; Bendz, David; Hartlén, Jan (2002). *Emissioner från ballast- och fyllnadsmaterial i vägkonstruktioner under en vägs livslängd*. Lund: Lunds universitet, Institutionen för teknisk geologi. (LUTVDG/TVTIG-7025-SE).

Flyhammar, Peter & Bendz, David (2004). *Vatten- och masstransporter i en dränerad vägkropp med asfaltsbelägg*. Lund: Lunds universitet. (LUTVDG/TVTIG-7028).

Freeze, Allan & Cherry, John (1979). *Groundwater*. USA: Prentice Hall.

Grip, Harald & Rodhe, Allan (1994). *Vattnets väg från regn till bäck*. Uppsala: Hallgren & Fallgren Studieförlag AB.

Gustafsson, Jon Petter (2004). *Personlig kommunikation*, 2004-11. Kungliga Tekniska Högskolan, Institutionen för mark- och vattenteknik. Stockholm.

Hansson, Klas (2004). *Water Flow and Heat Transport in Porous Materials-with application to roads* Uppsala: Uppsala universitet, Institutionen för geovetenskap. (Rapportserie A, nr 62).

Hjelmar, Ole (2004). *Regulation of Utilisation of Residues in Denmark*. Konferensmaterial från Workshop on Existing National Assessment Methods for Reuse of Residues 15 Oktober 2004. Stockholm.

Jarvis, Nicholas (2004). *Personlig kommunikation*, 2004-10-01. Sveriges lantbruksuniversitet. Uppsala.

Jonasson, Sven (2004). *Personlig kommunikation*, 2004-10-19. Geologic i Göteborg AB. Göteborg.

Knutsson, Gert & Morfeldt, Carl-Olof (1995). *Grundvatten: teori och tillämpning*. Stockholm: Svensk Byggtjänst.

Lind, Bo; Larsson, Lennart; Gustafsson, Jon Petter; Gustafsson, David; Ohlsson, Sten-Åke, Norrman, Jenny; Arvidsson, Ola; Arm, Maria (2005). *Energiaska som vägbyggnadsmaterial - bedömning av utlakning och miljöbelastning från en provväg, koncept*. Linköping: Statens Geotekniska Institut.

Livsmedelsverket (2001). *Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten*. Uppsala: Livsmedelsverket. (SLV FS 2001:30).

- Lundin, L. (1990). Saturated Hydraulic Conductivity of Nordic Till Soils. I Haldorsen, Sylvi (red.) (1990). *Hydrogeological Properties of Nordic Tills*. Oslo: Committee for Hydrology in Norden. (NHP Report No 25).
- Mácsik, Josef; Pousette, Kerstin; Jacobsson, Arvid (1998). *Miljögeoteknik*. Stockholm: Naturvårdsverket. (AFR-kompendium 7).
- Mácsik, Josef (1999). *Soil Improvement Based on Environmental Geotechnics*. Diss. Luleå Tekniska Universitet. Luleå: Luleå Tekniska Universitet.
- Magnusson, Ylva (2004). *Environmental Systems Analysis for Utilisation of Bottom Ash in Ground Constructions*. Examensarbete. Institutionen för industriell ekologi, Kungliga Tekniska Högskolan. Stockholm.
- Maxe, Lena & Johansson, Per-Olof (1998). *Bedömning av grundvattnets sårbarhet: utvecklingsmöjligheter*. Stockholm, Naturvårdsverket. (Rapport 4852).
- McDonald, Michael G & Harbaugh, Arlen W (1988). *A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model*. Bok 6, Kapitel A1 av USA: US Geological Survey Techniques of Water Resources Investigations, USA: U.S. Geological Survey.
- Möller, Hans & Stålhös, Göran (1971). *Beskrivning till geologiska kartbladet Uppsala SV*. Stockholm: Sveriges geologiska undersökning. (Serie Ae, nr 9).
- Möller, Hans & Stålhös, Göran (1974). *Beskrivning till geologiska kartbladet Uppsala SO*. Stockholm: Sveriges geologiska undersökning. (Serie Ae, nr 10).
- Möller, Hans (1993). *Beskrivning till jordartskartan Uppsala NV*. Uppsala: Sveriges geologiska undersökning. (Serie Ae, nr 113).
- Naturvårdsverket (1999). *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet: grundvatten*. Stockholm: Naturvårdsverket förlag. (Rapport 4915).
- Ojala, Lena & Mellquist, Elin (2004). *Vägsalt – användning och påverkan på grundvattnet*. Uppsala: Sveriges geologiska undersökning. (SGU-rapport 2004:13).
- Olsson, Susanna; Kärrman, Erik; Gustafsson, Jon Petter (2005, insänt). *Environmental systems analysis of the use of bottom ash from incineration of municipal waste for road construction*. Resources, Conservation and Recycling.
- Persson, Christer (1998). Sveriges jordartsområden. I Fredén, Curt (red.) (1998). *Berg och jord - Sveriges nationalatlas*. Stockholm: Sveriges nationalatlas förlag.
- Raimbault, G. (1999). *ALT-MAT Deliverable D3: Literature Review Description of Moisture Content and Water Movement in Road Pavements and Embankments*. (Rapport WP1LCPC.001/WP1.SGI.004). Tillgänglig: <<http://www.trl.co.uk/altmat/deliver.htm>>.

- Reid J M (2001). *ALT-MAT Deliverable D7: Final Report for Publication* (elektronisk). (Rapport WP6.TRL.002). Tillgänglig: <<http://www.trl.co.uk/altmat/deliver.htm>>.
- Ringesten, Björn (1988). *Dry crust – its formation and geotechnical properties*. Diss. Chalmers tekniska högskola, Institutionen för geoteknik. Göteborg.
- Rogbeck, Jan (2004). *Personlig kommunikation, 2004-11-17*. Statens Geotekniska Institut, Linköping.
- Rosén, Lars (1991). *Sårbarhetsklassificering av grundvatten: Tillämpningar av standardiserade klassificeringssystem på svenska förhållanden*. Lic.-avh. Chalmers tekniska högskola, Geologiska institutionen. Göteborg. (Meddelande nr 92).
- Rudmark, Lars (2000). *Beskrivning till jordartskartan 11 I Uppsala NO*. Uppsala: Sveriges geologiska undersökning. (Serie Ae, nr 125).
- Svenska Renhållningsverksföreningen (2002). *Kvalitetssäkring av slaggrus från förbränning av avfall*. Malmö: Svenska Renhållningsverksföreningen. (RVF Rapport 02:10).
- Svedberg, Bo (2003). *Modell för miljögeoteknisk bedömning av väg- och järnvägsbyggnadsmaterial – Studie av modell*. Luleå: Luleå Tekniska Universitet, Institutionen för Väg- och vattenbyggnad. (Forskningsrapport 2003:13).
- Svedberg, Bo (2005a). Väg in nyttoaspekter vid användning av restmaterial. *Bygg och teknik. Nr 1, ss. 53-57*.
- Svedberg, Bo (2005b). *Personlig kommunikation*. 2005-01-24. Ecoloop. Stockholm.
- Svedberg, Bo (2005c). *Personlig kommunikation*. 2005-02-16. Ecoloop. Stockholm.
- Söderholm, Hans; Müllern, Carl-Fredrik; Engqvist, Per (1983). *Beskrivning och bilagor till hydrogeologiska kartan över Uppsala län*. Uppsala: Sveriges geologiska undersökning. (Serie Ah, nr 5).
- von Brömssen, Mattias; Ecke, Holger; Jonasson, Sven; Norrström, Ann-Catrine (2003). *Förstudie, Urlakning ur banvallar, URBAN*. Borlänge: Banverket. (Bansystem 03-03; S01-3287/08).
- Vägverket (1998). *Förorening av vattentäkt vid vägtrafikolycka – hantering av risker med petroleumutsläpp*. Borlänge: Vägverket. (Publikation 1998:064).
- Vägverket (2004). *Allmän teknisk beskrivning för vägkonstruktion, ATB väg 2004*. Borlänge: Vägverket. (Publikation 2004:111).
- Zheng, C (1990). *MT3D: A Modular Three-dimensional Transport Model for Simulation of Advection, Dispersion and Chemical Reactions of Contaminants in Groundwater Systems*. USA, Ada: US Environmental Protection Agency, Kerr Environmental Research Laboratory.

7. BETECKNINGAR

Beteckning	Grundenhet	Betydelse
A	m^2	tvärsnittsarea vinkelrätt mot flödesriktning
A_{LS2}	kg ämne/kg provmaterial	utlakad massa av ett visst ämne per massenhet provmaterial; resultat av laktest utförd vid L/S-kvot 2
B	m	flödeslängd under väg
m	m	(total-) mäktighet
m_i	m	delmäktighet
C	kg/m^3	halt (i vatten)
C_b	kg/m^3	bakgrundshalt; halt i opåverkat grundvatten
C_{perk}	kg/m^3	halt i perkolerat vatten
C_{sorb}	mol/kg	mängd sorberat ämne per kg jordpartiklar
D	m^2/s	hydrodynamisk dispersionskoefficient
D_L	m^2/s	longitudinell hydrodynamisk dispersionskoefficient
D_T	m^2/s	transversell hydrodynamisk dispersionskoefficient
D'	m^2/s	mekanisk dispersionskoefficient
D^*	m^2/s	effektiv diffusionskoefficient
D_x	m^2/s	hydrodynamisk dispersionskoefficient i riktning x
D_y	m^2/s	hydrodynamisk dispersionskoefficient i riktning y
D_z	m^2/s	hydrodynamisk dispersionskoefficient i riktning z
D_0	m^2/s	diffusionskoefficient i rent vatten
D_5^*	m^2/s	effektiv diffusionskoefficient vid 5° C
D_{25}^*	m^2/s	effektiv diffusionskoefficient vid 25° C
h	m	totalpotential
K	m/s	hydraulisk konduktivitet
K_D	m^3/kg	fördelningskoefficient
$K_{omättad}$	m/s	omättad hydraulisk konduktivitet
l	m	koordinat längs en viss flödeslinje

n	dimensionslös	total porositet
n_e	dimensionslös	effektiv porositet
\vec{n}		utåtriktad normalvektor
Q	m^3/s	flöde
q_{gb}	m/s	grundvattenbildning
q_{perk}	m/s	Perkolation av vatten genom väggkropp
q_{spec}	$[\text{m}^2/\text{s}]$	specifikt flöde (flöde per breddenhet)
R_f	dimensionslös	retardationsfaktor
S_S	m^{-1}	magasinskoefficient
S_y	dimensionslös	vattenavgivningstal
T	m^2/s	transmissivitet
t	s	tid
\bar{v}	m/s	linjär hastighet
v_f	m/s	transporthastighet
α_L	m	longitudinell dispersivitet
α_T	m	transversell dispersivitet
γ	°	vinkel mellan väg och allmän flödesriktning
Δx	m	avstånd nedströms vägmitt
Δx_{gvd}	m	avstånd vägmitt till grundvattendelare, mätt parallellt med dominerande flödesriktning
$\Delta z_{krön}$	m	moränmaktighet vid slutningens krön
κ_{lak}	dimensionslös	andel perkolerat vatten i ett tvärsnitt
ρ_s	kg/m^3	kompaktdensitet
σ_L	m	plyms varians i longitudinell led
σ_T	m	plyms varians i transversell led
τ	dimensionslös	tortuositet