



Sveriges lantbruksuniversitet  
Swedish University of Agricultural Sciences

Fakulteten för landskapsarkitektur, trädgårds-  
och växtproduktionsvetenskap

# Planeringsstöd för kartläggning av lämpliga placeringar för blågröngrå system

---

– Metodutveckling och fallstudieapplicering av  
en rumslig flerkriteriebaserad beslutsanalys

*Johan Pehrsson*

Självständigt arbete • 30 hp  
Landskapsarkitektprogrammet  
Alnarp 2021



# Planeringsstöd för kartläggning av lämpliga placeringar för blågröngrå system

– Metodutveckling och fallstudieapplicering av en rumslig flerkriteriebaserad beslutsanalys

## Planning support system for site suitability analysis of blue-green-grey systems

– Methodological development and case study application of a spatial multiple-criteria decision analysis

Johan Pehrsson

**Handledare:** Åsa Ode Sang, SLU, Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning

**Biträdande handledare:** Kent Fridell, SLU, Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning

**Examinator:** Thomas Randrup, SLU, Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning

**Biträdande examinator:** Scott Wahl, SLU, Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning

**Omfattning:** 30 hp

**Nivå och fördjupning:** A2E

**Kurstitel:** Independent Project in Landscape Architecture

**Kurskod:** EX0846

**Program:** Landskapsarkitektprogrammet

**Utgivningsort:** Alnarp

**Utgivningsår:** 2021

**Elektronisk publicering:** <http://stud.epsilon.slu.se>

**Nyckelord:** blågrön infrastruktur, fysisk planering, geografiska informationssystem, hållbar dagvattenhantering, rumsligt beslutsstöd

# Sammanfattning

Konventionell urban dagvattenhantering med markförlagda ledningssystem föranleder i allmänhet ekologiskt destruktiva konsekvenser och störningar av det naturliga hydrologiska kretsloppet. Denna antropogena miljöpåverkan kan reduceras genom en omställning till en urban dagvattenhanteringsstrategi enligt principen för hållbar dagvattenhantering, inom vilken blågröna infrastrukturlösningar nyttjas för hantering av nederbörd på ett sätt som efterliknar naturliga hydrologiska förlopp. Möjligheten att realisera en samhällsinfrastrukturell omställning av ifrågakarande beskaffenhet begränsas emellertid av den brist som föreligger gällande riktlinjer för planering och utformning av blågrön infrastruktur. En särskild brist råder gällande riktlinjer för placeringsmässig lämplighetsbedömning som behandlar både platsens behov av infrastrukturens hydrologiska funktionalitet och infrastruktur-systemens behov av plats.

Med utgångspunkt i ovanstående utsagor syftar föreliggande uppsats till att – medelst en litteraturstudie – utveckla ett GIS-baserat planeringsstöd med riktlinjer för översiktlig kartläggning av lämpliga placeringar för blågröna infrastrukturlösningar av typen *blågröngrå system* inom en urban kontext. Vidare har det utvecklade planeringsstödet applicerats i en fallstudie av området Slottsstaden inom Malmö tätort, där analysmetoden tillämpas i den platsspecifika kontexten för att identifiera de lämpligaste platserna för implementering av blågröngrå system. Slutligen har planeringsstödet användbarhet utvärderats gentemot dess avsedda syfte.

Resultatet visar att ett planeringsstöd av ovannämnd beskaffenhet med fördel utformas som en rumslig raster- och flerkriteriebaserad beslutsanalys enligt den linjära additiva metoden, med en analysprocess som följer ett stegvist uppdelat angreppssätt enligt följande: (i) undersökning av kontext, (ii) geografisk avgränsning, (iii) identifiering av kriterier, (iv) standardisering av kriterier, (v) viktning av kriterier, (vi) upprättande av datalager, (vii) sammanräkning av datalager och (viii) känslighetsanalys. Genom fallstudieappliceringen av planeringsstödet identifieras de två platser inom Slottsstaden som är mest intressanta för implementering av blågröngrå system utifrån de, inom fallstudieanalysen, behandlade kriterierna. Planeringsstödet bedöms ha potential att, vid tillämpning, generera resultat som är relevanta för översiktlig kartläggning av platser som sannolikt är lämpliga för implementering av BGG-system. Det fastläggs emellertid att det finns en ansenlig potential för vidareutveckling av planeringsstödet för att möjliggöra ernående av mer rättvisande och mindre simplificerade resultat. Detta gäller företrädesvis, men inte uteslutande, aspekter som rör urval och kvantitativ definiering av analyskriterier samt hantering av osäkerhetskällor inom analysen.

Nyckelord: blågrön infrastruktur, fysisk planering, geografiska informationssystem, hållbar dagvattenhantering, rumsligt beslutsstöd.

# Abstract

Conventional urban stormwater management, based on subterranean sewerage systems, generally cause environmental degradation and disturbances to the natural hydrological cycle. This anthropogenic impact on the environment can be reduced through a strategic shift towards urban stormwater management pursuant to the principles of sustainable stormwater management, in which blue-green infrastructure solutions are used to manage precipitation in a biomimetic manner. However, the feasibility of such infrastructural shift is hampered by a lack of existing guidelines for planning and design of blue-green infrastructure. This deficiency is especially notable regarding guidelines for site suitability assessment that address both the site's need of the hydrological performance of blue-green infrastructure solutions as well as the infrastructure solution's need of space within the urban setting.

The aim of this thesis is to – by means of a literature study – develop a GIS-based planning support system that contain guidelines for general urban site suitability analyses of a particular type of blue-green infrastructure solution called *blue-green-grey systems*. The planning support system is applied in a case study of the district of Slottsstaden within the urban area of Malmö, where the analysis method has been tested in order to identify the most suitable sites for implementation of blue-green-grey systems. Lastly, the applicability of the planning support system has been evaluated.

The result shows that a planning support system with the above-described purpose is advantageously designed as a spatial raster-based multiple-criteria decision analysis in accordance to the linear additive model-method, with a step-by-step analysis approach: (i) examination of context, (ii) geographical delimitation, (iii) identification of criteria, (iv) standardization of criteria, (v) criteria weight allocation, (vi) creation of data layers, (vii) summation of data layers and (viii) sensitivity analysis. Through the case study application of the planning support system, the two most suitable sites for implementation of blue-green-grey systems are identified within Slottsstaden. The planning support system is assessed to be applicable for urban site suitability analyses for implementation of blue-green-grey systems. However, a considerable potential for further development of the planning support system to enable more correct and less simplified results is noted. This applies primarily, but not exclusively, to aspects related to the selection and quantitative definition of criteria and management of uncertainties within the analysis.

Keywords: blue-green infrastructure, geographic information system, spatial planning, spatial decision support system, sustainable stormwater management.

# Förord

Denna uppsats utgör mitt examensarbete inom landskapsarkitektprogrammet vid Sveriges lantbruksuniversitet i Alnarp. Under arbetets gång har jag haft möjlighet att utforska många intressanta frågor och ämnesområden, vilket har medfört lärdomar som sträcker sig långt bortom uppsatsens avgränsningar. För denna lärrika erfarenhet vill jag rikta ett stort tack till Åsa Ode Sang, Kent Fridell, Ishi Buffam, Neil Sang och Tim Delshammar, samt till alla andra som bidragit med vägledning, inspiration och värdefulla synpunkter.

Trevlig läsning!

Utvälinge, 9 september 2020

Johan Pehrsson

# Innehållsförteckning

|   |           |
|---|-----------|
| Sammanfattning .....  | iii       |
| Abstract .....  | iv        |
| Förord .....  | v         |
| <b>1 Introduktion.....</b>  | <b>1</b>  |
| 1.1 Bakgrund.....   | 1         |
| 1.2 Syfte och frågeställning.....   | 4         |
| 1.3 Metodik.....  | 6         |
| 1.4 Avgränsning.....  | 7         |
| 1.5 Begreppsförklaringar och förkortningar .....                                    | 8         |
| <b>2 Teori.....</b>   | <b>9</b>  |
| 2.1 Dagvatten.....  | 9         |
| 2.2 Rumsliga beslut .....   | 20        |
| <b>3 Lämplighetskartläggning för implementering av BGG-system .....</b>             | <b>32</b> |
| 3.1 Planeringsstöd för kartläggning av lämpliga placeringar för BGG-system .....    | 32        |
| 3.2 Fallstudieapplicering av planeringsstödet .....                                 | 39        |
| <b>4 Diskussion och slutsatser .....</b>  | <b>75</b> |
| 4.1 Utvärdering av planeringsstödet .....   | 75        |
| 4.2 Slutsatser.....   | 83        |
| 4.3 Förslag till fortsatt forskning .....   | 85        |
| <b>5 Figurförteckning .....</b>   | <b>86</b> |
| <b>6 Referenser .....</b>   | <b>90</b> |
| <b>7 Bilagor</b>  |           |
| 7.1 Bilaga 1: Samtalsguide för handledarsamtal inom fallstudie                      |           |
| 7.2 Bilaga 2: Flödesscheman för GIS-relaterade arbetsprocesser inom fallstudie      |           |
| 7.3 Bilaga 3: Härledningen av f-värdet för markanvändningstyper (kriterium $j_2$ )  |           |
| 7.4 Bilaga 4: Icke-aggregerade sammanräknade datalager från fallstudie              |           |
| 7.5 Bilaga 5: Viktfördelningar mellan kriterier inom fallstudiens känslighetsanalys |           |
| 7.6 Bilaga 6: Använda geodatamängder inom fallstudie                                |           |

# 1 Introduktion

Inom förevarande del av uppsatsen presenteras det behandlade problemområdets kontext (avsnitt 1.1), hur problemet avses undersökas inom ramen för föreliggande uppsats (avsnitt 1.2), vilken metodik som kommer att tillämpas för denna undersökning (avsnitt 1.3), på vilka sätt undersökningen är avgränsad (avsnitt 1.4) samt vad ett urval av de begrepp och förkortningar som används för denna undersökning innebär (avsnitt 1.5).

## 1.1 Bakgrund

### 1.1.1 Den naturliga hydrologiska cykeln och dagvattenhantering

Dagens samhällsutveckling föranleder en kontinuerlig, exponentiellt betingad, förvärring av ett redan ohållbart förhållande mellan antropogen miljöpåverkan och de långsiktigt bibehållbara nivåer av inverkan på miljön som bedöms ligga inom ramarna för jordens ekologiska bärkraft<sup>1</sup>. Mänsklighetens sammantagna ekologiska fotavtryck – vilket nästan har trefaldigats mellan åren 1961 och 2014<sup>2</sup> och vars momentanvärde med betydande marginal överskrider jordens biokapacitet<sup>3</sup> – ger upphov till en ständigt pågående degradering av planetens livsuppehållande egenskaper<sup>4</sup>. Detta kräver en genomgripande samhällelig omställning för att säkerställa långsiktig mänskligt välbefinnande genom upprätthållandet av livsbetingelser för både nuvarande och framtida generationer<sup>5</sup>. En reduktion av den sammantagna antropogena miljöbelastningen till en långsiktigt stabil nivå som ryms inom jordens ekologiska bärighet – det vill säga ett ernående av planetär balans mellan biokapacitet och mänskligt ekologiskt fotavtryck – utgör kvintessensen av en sådan omställning<sup>6</sup>.

Vatten är en grundförutsättning för allt liv på jorden och utgör således en fundamental komponent i upprätthållandet av planetens ekologiska integritet<sup>7</sup>. Planetens konstanta vattentillgångar cirkulerar naturligt i ett ständigt kretslopp – den *naturliga hydrologiska cykeln* – mellan planetens hydrosfär, litosfär, biosfär, atmosfär och kryosfär<sup>8</sup>. Detta kretslopp är en vital process för bibehållandet av ekologisk stabilitet på jorden; genom den regleras planetens klimat<sup>9</sup>, tillgängliggörs livsnödvändigt vatten och näringsämnen för alla landlevande organismer<sup>10</sup> samt renas ständigt det planetära vattenförrådet samtidigt som dess salinitet regleras<sup>11</sup>.

Till följd av antropogen aktivitet uppkommer ett flertal typer av störningar av den naturliga hydrologiska cykeln, vilka utgör en ansevärd del av mänsklighetens sammantagna negativa inverkan på planetens ekosystem<sup>12</sup>. Sådana störningar har flertalet ekologiskt – och följaktligen även samhälleligt – ansevärda konsekvenser, såsom bristande

---

<sup>1</sup> Lerche och Glaesser 2006; Kitzes et al. 2007; Rockström et al. 2009a; Steffen et al. 2015; Miller och Spoolman 2016; Global Footprint Network 2018; WWF 2018.

<sup>2</sup> Global Footprint Network 2018; WWF 2018.

<sup>3</sup> Kitzes et al. 2007; Steffen et al. 2015; Miller och Spoolman 2016; WWF 2016, 2018; Global Footprint Network 2018.

<sup>4</sup> Lerche och Glaesser 2006; Kitzes et al. 2007; Miller och Spoolman 2016; WWF 2018.

<sup>5</sup> Ibid.

<sup>6</sup> Kitzes et al. 2007; Rockström et al. 2009a; Steffen et al. 2015; Miller och Spoolman 2016.

<sup>7</sup> Vörösmarty och Sahagian 2000; Nordstrom et al. 2005; Oki och Kanae 2006; Miller och Spoolman 2016; SGU u.å.

<sup>8</sup> Oki och Kanae 2006; WMO 2008; Collier 2016; Miller och Spoolman 2016; SMHI 2018; USGS u.å.

<sup>9</sup> Chahine 1992; Nordstrom et al. 2005; WMO 2008; Trenberth et al. 2009; USGS u.å.

<sup>10</sup> Miller och Spoolman 2016.

<sup>11</sup> Oki och Kanae 2006; WMO 2008; Miller och Spoolman 2016.

<sup>12</sup> Rosenberg et al. 2000; Vörösmarty och Sahagian 2000.



sötvattentillgång<sup>13</sup>, ökande föroreningshalt i hav, sjöar och andra vattenförekomster<sup>14</sup>, degradering av naturliga ekosystem<sup>15</sup>, klimatförändringar<sup>16</sup>, störningar av naturliga biogeokemiska flöden<sup>17</sup> och stigande havsnivåer<sup>18</sup>.

Den ökande globala utbredningen av urbana områden ger upphov till en ständigt stigande grad av störningar av det naturliga hydrologiska kretsloppet<sup>19</sup>, och utgör idag en betydande del av de sammantagna antropogena störningarna av denna naturliga process<sup>20</sup>. Detta orsakas huvudsakligen av en ökande geografisk koncentration av vattenkonsumtion, reducerade infiltrationsmöjligheter för nederbörd som uppstår till följd av markkompaktering och en ökande andel icke-permeabla ytor samt ökande ackumulation av föroreningar i urbana miljöer<sup>21</sup>. De reducerade infiltrationsmöjligheterna i urbana miljöer leder vid nederbörd till att ökade volymer, samt intensivare flöden, av dagvatten uppstår<sup>22</sup>. Sådant vatten har i utvecklande länder under modern tid vanligen betraktats som en problematisk urban restprodukt som behöver avledas från urbana områden till nedströms liggande recipienter för att minska risken för översvämningar och sanitära problem i tätorterna<sup>23</sup>. Detta har företrädesvis skett genom konventionell dagvattenhantering med markförlagda system av dagvattenledningar och kombinerade dag- och spillvattenledningar<sup>24</sup>.

Den ifrågasatt utvecklingen av urbanisering och urban dagvattenhantering ger upphov till ett flertal ansevärliga biofysiska påföljder, såsom ekologisk degradering av vattendrag och recipienter<sup>25</sup>, reducerad påfyllnad av mark- och grundvatten<sup>26</sup>, reducerad evapotranspiration<sup>27</sup> samt höjd översvämningens frekvens inom och nedströms urbana områden<sup>28</sup>.

Från slutet av 1900-talet har de miljömässigt problematiska aspekterna av urban dagvattenhantering uppmärksamats allt mer, vilket gett upphov till utveckling och implementering av alternativa metoder för hantering av dagvatten i urbana miljöer<sup>29</sup>. Urban dagvattenhantering med *blågrön infrastruktur* enligt principen för *hållbar dagvattenhantering*<sup>30</sup> utgör en sådan alternativ samhällsinfrastrukturell strategi, vilken har erhållit mycket uppmärksamhet inom den akademiska sfären och på plan- och policynivå under de senaste decennierna<sup>31</sup>. Denna dagvattenhanteringsmetodik avses reducera de miljömässigt negativa effekterna som uppstått till följd av konventionell urban

<sup>13</sup> Wada 2016.

<sup>14</sup> Rosenberg et al. 2000; Vörösmarty och Sahagian 2000.

<sup>15</sup> Rosenberg et al. 2000; Vörösmarty och Sahagian 2000; Zhou et al. 2016.

<sup>16</sup> Chahine 1992; Rosenberg et al. 2000.

<sup>17</sup> Rosenberg et al. 2000; Vörösmarty och Sahagian 2000; Zhou et al. 2016.

<sup>18</sup> Vörösmarty och Sahagian 2000; Konikow 2011; Wada et al. 2012; Wada 2016.

<sup>19</sup> Lindh 1972; Shuster et al. 2005; Tang et al. 2005; White och Greer 2006; EEA 2012; Cuo 2016; McGrane 2016; McFarland et al. 2019.

<sup>20</sup> Shuster et al. 2005; Tang et al. 2005; Chocat et al. 2007; EEA 2012, 2018; McGrane 2016; Masoner et al. 2019; McFarland et al. 2019; NOAA u.å.

<sup>21</sup> Lindh 1972; Shuster et al. 2005; McGrane 2016.

<sup>22</sup> Lindh 1972; Shuster et al. 2005; Tang et al. 2005; White och Greer 2006; Barbosa et al. 2012; Konrad, 2013; Miller et al. 2014; McGrane 2016.

<sup>23</sup> Chocat et al. 2007; Brown et al. 2009; Burns et al. 2012; Fletcher et al. 2015; Flynn och Davidson 2016; McGrane 2016; McFarland et al. 2019.

<sup>24</sup> Ibid.

<sup>25</sup> Paul och Meyer 2001; White och Greer 2006; Maki et al. 2007; Duha et al. 2008; Taylor och Owens 2009; Passerata et al. 2011; Tillinghast et al. 2011; Barbosa et al. 2012; Fletcher et al. 2015; McGrane 2016; Vietz et al. 2016; Masoner et al. 2019.

<sup>26</sup> Paul och Meyer 2001; Shuster et al. 2005; Burns et al. 2012; McGrane 2016.

<sup>27</sup> Shuster et al. 2005; Fletcher et al. 2015; McGrane 2016.

<sup>28</sup> Hollis 1975; Shuster et al. 2005; White och Greer 2006; Houston et al. 2011; Konrad 2013; Miller et al. 2014; McGrane 2016.

<sup>29</sup> Wong 2006; Brown et al. 2009; Burns et al. 2012; Ashley et al. 2013; Fletcher et al. 2015; Flynn och Davidson 2016; McGrane 2016; Kuller et al. 2017; Qiao et al. 2018.

<sup>30</sup> Se avsnitt 2.1.2.

<sup>31</sup> Wong 2006; Burns et al. 2012; Ashley et al. 2013; Fletcher et al. 2015; Flynn och Davidson 2016; McGrane 2016; Kuller et al. 2017; Meerow och Newell 2017; Haghghatafshar et al. 2018; Qiao et al. 2018; McFarland et al. 2019.

## 1 Introduktion

dagvattenhantering genom att hantera nederbörd på ett sätt som efterliknar naturliga hydrologiska förlopp<sup>32</sup>. I eftersträvandet av sådana naturefterliknande urban hydrologiska förhållanden implementeras, enligt ifrågavarande dagvattenhanteringsstrategi, gröna infrastrukturinstallationer för att omhänderta, fördröja och rena dagvatten<sup>33</sup>.

Implementering av grön infrastruktur medför även många andra sekundära ekosystemtjänster och mervärden utöver nämnda hydrologiska funktioner, vilka erhålls i mindre omfattning, eller uteblir helt, vid konventionell dagvattenhantering med markförlagda avloppssystem. Exempelvis ger implementering av grön infrastruktur i urban miljö vanligen upphov till förbättrad biodiversitet, utökade rekreativmöjligheter och bättre förutsättningar för god fysisk och mental hälsa hos människor, stärkt resiliens gentemot klimatförändringar samt till reduktion av värmeeffekter<sup>34</sup> och luftföroreningar<sup>35</sup>. I eftersträvandet av att uppnå ett flertal av de delmål som upprättats inom de globala målen 6<sup>36</sup> respektive 11<sup>37</sup> kan anläggandet av gröna infrastrukturinstallationer – genom den ovan nämnda funktionaliteten av både hydrologisk och icke-hydrologisk beskaffenhet – utgöra ett betydelsefullt inslag<sup>38</sup>. Inom föreliggande uppsats kommer fokus att ligga vid en viss typ av gröna infrastrukturella lösningar för dagvattenhantering, vilka kallas *blågröngrå system (BGG-system)* – detta infrastrukturella system beskrivs i avsnitt 2.1.3.

### 1.1.2 Brist på riktlinjer för implementering av grön infrastruktur för dagvattenhantering

Trots det stora genomslag och akademiska erkännande som erhållits av dagvattenhantering med grön infrastruktur inom forskning och på plan- och policynivå under de senaste decennierna, har dess faktiska implementering vanligen varit begränsad till demonstrationsområden och pilotprojekt<sup>39</sup>. Denna långsamma omställningstakt av urban dagvattenhanteringsstrategi – vilken av många anses vara för långsam<sup>40</sup> – har ett flertal orsaker, vilka företrädesvis är frågor av styrningsmässig beskaffenhet, såsom ansvarsfördelning, finansiering och osäkerhet gällande kostnader och prestanda<sup>41</sup>. En betydande styrningsrelaterad utmaning är den brist som råder gällande riktlinjer för planering och utformning av sådana infrastrukturella lösningar<sup>42</sup>. Upprättandet av ett planeringsstöd för detta förfarande utgör således en viktig komponent i möjliggörandet av en mer utbredd och skyndsamt implementering av grön infrastruktur som alternativ eller komplement till konventionella urbana dagvattenhanteringslösningar<sup>43</sup>. När det gäller planeringsstöd för lämplighetsbedömning av blågröna infrastruktur-lösningars placering råder det en särskild brist på riktlinjer som behandlar både platsens behov av infrastrukturens hydrologiska funktionalitet och infrastrukturens behov av plats<sup>44</sup>.

Till följd av den funktionsmässiga pluralismen hos urban grön infrastruktur, samt det faktum att ett ianspråktagande av mångdimensionellt intressant urban mark krävs vid dess implementering, bör en mångfald av yrkesgrupper involveras när sådan infrastruktur planeras och utformas<sup>45</sup>. För att främja ett sådant samarbete bör ett

---

<sup>32</sup> Fletcher et al. 2015; Flynn och Davidson 2016; McGrane 2016; Keesstra et al. 2018; Qiao et al. 2018.

<sup>33</sup> Fletcher et al. 2015; Flynn och Davidson 2016; McGrane 2016; Haghatafshar et al. 2018; Qiao et al. 2018.

<sup>34</sup> Se avsnitt 1.5.

<sup>35</sup> Gill et al. 2007; Tzoulas et al. 2007; Oliveira et al. 2011; Pugh et al. 2012; Alcock et al. 2014; Ashley et al. 2013; Demuzere et al. 2014; Kuo 2015; McGrane 2016; Meerow och Newell 2017; Laforteza et al. 2018; McFarland et al. 2019.

<sup>36</sup> UN u.å. 1.

<sup>37</sup> UN u.å. 2.

<sup>38</sup> EIU 2019.

<sup>39</sup> Qiao et al. 2018.

<sup>40</sup> Brown et al. 2009.

<sup>41</sup> Roy et al. 2008; Qiao et al. 2018.

<sup>42</sup> Roy et al. 2008; Andersson et al. 2017; Qiao et al. 2018.

<sup>43</sup> Qiao et al. 2018.

<sup>44</sup> Kuller et al. 2017.

<sup>45</sup> Andersson et al. 2017; Kuller et al. 2017.

planeringsstöd för implementering av urbana blågröna infrastrukturlösningar utformas på ett sätt som förenklar kommunikation genom att överbrygga olika berörda professioners yrkesdomäner<sup>46</sup>. En viktig beståndsdel i åstadkommandet av detta, och dymedelst även i erhållandet av en högre grad av användbarhet av verktyget i planeringssammanhang, är att låta planeringsstödet vara lättillgängligt och övergripande snarare än detaljerat och precist<sup>47</sup>.

Datorbaserade *geografiska informationsystem (GIS)*<sup>48</sup> är effektiva verktyg för organisering och bearbetning av geografiska data, vilka möjliggör genomförande av komplexa och mångfacetterade analyser och modelleringar för undersökning av frågor av rumslig beskaffenhet<sup>49</sup>. Digitala GIS-verktyg lämpar sig därav väl vid arbete inom storskaliga och komplicerade planeringsprocesser, såsom den som rör lämplighetsbedömningar av placeringar för blågröna infrastrukturstationer i en urban kontext<sup>50</sup>. Många GIS-programvaror utgör dessutom, framför allt genom deras kapacitet att visualisera geografisk information, väl fungerande och lättillgängliga kommunikativa redskap, vilka lämpligen kan användas inom samhällsplaneringssfären för att underlätta samarbete och kommunikation mellan olika berörda yrkesgrupper och beslutsfattare<sup>51</sup>. Det utbredda användandet av digitala GIS-verktyg bland svenska organisationer<sup>52</sup>, är ytterligare en aspekt som gör denna teknik väl lämpad för fysiska planeringsprocesser där stor vikt ligger vid samarbete över organisations- och professionsgränser.

För att, med hjälp av en GIS-programvara, bestämma lämpliga placeringar av specifika markanvändningar eller objekt, vars placeringsmässiga lämplighet är komplex och styrd av ett flertal parametrar, tillämpas med fördel *överlagrings- och flerkriterieanalysetoder* (engelska: *overlay* respektive *multiple-criteria decision analysis*)<sup>53</sup>. Detta GIS-baserade analysförfarande, vilket är ett av de vanligaste inom rumslig analys<sup>54</sup>, förekommer inom ett flertal professions- och forskningsfält<sup>55</sup> – exempelvis inom sådana som behandlar placering av blågröna infrastrukturrella anläggningar för dagvattenhantering<sup>56</sup>. Denna analysmetodik bedöms således vara väl lämpad som metodisk grund för ett planeringsstöd gällande kartläggning av lämpliga placeringar för implementering av blågröna infrastrukturstationer, vilket avses upprättas inom föreliggande uppsats.

## 1.2 Syfte och frågeställning

Uppsatsen syftar till att, på explorativt manér, utveckla, pröva och utvärdera ett GIS-baserad semi-standardiserat planeringsstöd (benämns *planeringsstödet* i nedan förekommande fall) med riktlinjer för översiktlig kartläggning av lämpliga placeringar för blågröna infrastrukturlösningar av typen blågröngrå system inom en urban kontext. För detta planeringsstöd kommer fokus att ligga vid den hydrologiska funktionaliteten hos dessa infrastrukturstationer – det vill säga deras volymreducerande och kvalitetshöjande effekt på dagvatten. Utöver denna funktionalitet kommer ett urval av andra fysiska förutsättningar behandlas inom planeringsstödet, vilka, under

<sup>46</sup> Kuller et al. 2017; Haghatafshar et al. 2018.

<sup>47</sup> Sugumaran och Degroote 2010; Kuller et al. 2017.

<sup>48</sup> Se avsnitt 2.2.2.

<sup>49</sup> Eklundh och Harrie 2002; Heywood et al. 2011; Sörensen et al. 2016; Kuller et al. 2017.

<sup>50</sup> Kuller et al. 2017; Zhang och Chui 2017.

<sup>51</sup> Malczewski och Rinner 2015; Sörensen et al. 2016; Kuller et al. 2017.

<sup>52</sup> Eklundh och Harrie 2002; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>53</sup> Eklundh och Harrie 2002; Gomes och Lins 2002; Hall et al. 2003; Malczewski 2006; Greene et al. 2011; Heywood et al. 2011; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>54</sup> Se avsnitt 2.2; Hall et al. 2003.

<sup>55</sup> Carver 1991; Baban och Parry 2001; Chen et al. 2001; Gomes och Lins 2002; Malczewski 2006; Janke 2010; Rybarczyk och Wu 2010; Ozturk och Batuk 2011; Malczewski och Rinner 2015; Palmer et al. 2019.

<sup>56</sup> Lerer et al. 2015; Kuller et al. 2017; Zhang och Chui 2017.

## 1 Introduktion

processen, visar sig utgöra styrande kriterier för denna typ av placeringsmässig lämplighetsbedömning. Metodutvecklingen appliceras i en fallstudie av ett studieområde beläget i en urban miljö, där planeringsstödet delmoment prövas med förankring i en platsspecifik kontext. Fallstudien avses resultera i en lämplighetskartläggning av studieområdet med avseende på placeringar för implementering av blågröngrå system. Utifrån denna kartläggning kommer de lämpligaste platserna för sådan infrastrukturell implementering inom studieområdet att identifieras.

Centrala målsättningar inom arbetet är att (i) redogöra för blågröna infrastrukturlösningar av typen blågröngrå system samt rumsliga beslutsstöd, (ii) bestämma de rumsliga kriterier som är av störst vikt för placeringen av blågröngrå system i den givna kontexten för fallstudien, (iii) kvantifiera detta urval av kriterier, hitta erforderligt underlag av geografiska data för varje kriterium samt standardisera deras värde till en gemensam skala som avser lämplighet för implementering av blågröngrå system, (iv) bestämma den inbördes viktfordelningen mellan de valda kriterierna, (v) sammanräkna samtliga utvalda kriterier inom studieområdet till en lämplighetskartläggning för implementering av blågröngrå system, (vi) utföra en känslighetsanalys för att identifiera platser med en robust implementeringslämplighet samt att möjliggöra en mer meningsfull utvärdering av metoden, (vii) sammanställa arbetsprocessens steg till ett lättillgängligt planeringsstöd med tillämpbara riktlinjer samt (viii) utvärdera både arbetsprocess och resultat i syfte att utforska planeringsstödet användbarhet och begränsningar.

Uppsatsens riktar sig företrädesvis till yrkesverksamma och studenter som inom sin yrkes- och studiedomän ägnar sig åt dagvattenrelaterade samhällsbyggnadsfrågor eller andra planeringsrelaterade frågor av liknande karaktär, för vilka planeringsstödet som uppsatsen syftar till att utveckla kan appliceras. Läsaren förväntas ha grundläggande kunskaper gällande biologi, fysisk planering, geografiska informationssystem och hydrologi. På grund av de avgränsningar och förenklingar som har behövt göras till följd av arbetets tidsbegränsning, ämnas uppsatsen även utgöra en inspirationskälla för vidare studier av akademiskt verksamma personer som bedriver undersökningar inom uppsatsens ämnesområde.

Nedanstående frågor utgör uppsatsens frågeställning och grunden för dess upplägg. I avsikt att strukturera arbetet ytterligare har även underordnade delfrågor formulerats, vilka presenteras som hierarkiskt underordnade bokstäver i listan.

1. Hur kan ett GIS-baserat planeringsstöd utformas för översiktlig kartläggning av lämpliga placeringar för blågröna infrastrukturlösningar av typen blågröngrå system inom en urban kontext?
  - a. Hur kan de rumsliga kriterier som är av störst vikt för placeringen av blågröngrå system i en specifik urban kontext bestämmas?
  - b. Hur kan de utvalda kriterierna kvantifieras, och deras värde standardiseras till en gemensam skala som avser lämplighet för implementering av blågröngrå system?
  - c. Hur kan den inbördes viktfordelningen mellan de valda kriterierna bestämmas för att anpassas för en specifik urban kontext?
  - d. Hur kan de utvalda kriterierna representeras i form av digitala datamodeller i en GIS-miljö och sammanräknas till en översiktlig lämplighetskartläggning för implementering av blågröngrå system?
2. Vilka placeringar för implementering av blågröngrå system visar sig vara lämpligast inom ett definierat studieområde vid applicering av planeringsstödet i en fallstudie inom urban kontext?
3. Hur användbart är planeringsstödet gentemot dess avsedda syfte, på vilka sätt är det begränsat och hur skulle det kunna utvecklas?

## 1.3 Metodik

### 1.3.1 Litteraturstudie

Litteratur är en befintlig informationsmängd, vilket förekommer i ett flertal olika format, som är av relevans för ett specifikt undersökningsämne<sup>57</sup>. Litteraturstudie är en samlande benämning på de aktiviteter som tillämpas för att använda litteraturen – enligt ovan given definition – i syfte att behandla ett undersökningsämne<sup>58</sup>. För arbetets problemformulering, vilken presenteras inom avsnitt 1.1, samt för uppsatsdel 2 respektive 4 har litteraturstudie utgjort metoden för insamling av data samt definiering och behandling av uppsatsens frågeställning. De processteg för planeringsstödet som presenteras under avsnitt 3.1 har, på deduktivt manér, härletts från den information som insamlats genom litteraturstudie i syfte att behandla fråga 1a till 1d inom uppsatsens frågeställning. En övervägande del av uppsatsens litteratursökningsprocess har skett genom Sveriges lantbruksuniversitets sökportal *Primo*, vilket ger tillgång till litteratur från ett flertal databaser. Litteraturstudierna redovisas inom uppsatsen i form av referenser till använt källmaterial. Nedan presenteras de huvudsakliga sökorden för litteratursökningen inom respektive del av uppsatsen.

För den litteraturstudie som legat till grund för arbetets problemformulering, vilken presenteras inom avsnitt 1.1 har de ledande sökorden varit *climat\**, *ecolog\**, *ecosystem service\**, *geographical information system*, *GIS*, *green infrastructure*, *hydrolog\**, *low impact development*, *manage\**, *storm water*, *stormwater*, *sustainable drainage system*, *sustain\**, *urban*, *water cycle* och *water-sensitive urban design*.

För litteraturstudien inom uppsatsdel 2 har de primära sökorden varit *ArcGIS*, *ecolog\**, *geographical information system*, *GIS*, *green infrastructure*, *hydrolog\**, *linear additive model*, *low impact development*, *manage\**, *model\**, *multiple-criteria decision analysis*, *multiple-criteria evaluation*, *spatial analysis*, *spatial decision support system*, *storm water*, *stormwater*, *sustainable drainage system*, *sustain\**, *urban*, *water cycle*, *water-sensitive urban design* och *weighted linear combination*.

Litteratur som anträffats genom sökningar med ovanstående huvudsakliga sökord ligger även till grund för den litteraturstudie som presenteras inom uppsatsens diskussionsdel och utförts i syfte att behandla fråga 3 inom uppsatsens frågeställning<sup>59</sup>.

### 1.3.1 Fallstudie

I syfte att förtydliga och pröva planeringsstödet – vilket görs i syfte att besvara fråga 2 inom uppsatsens frågeställning – samt att underlätta dess utvärdering inom uppsatsdel 4 har en applicering i en fallstudie genomförts, vilket presenteras inom avsnitt 3.2. En fallstudie är en empirisk undersökning av ett fenomen inom dess verkliga kontextuella sammanhang i ett specifikt fall, vilken vanligen kännetecknas av en svårighet att särskilja det behandlade fenomenet från sin kontext<sup>60</sup>. Fallstudien har en stegvis uppdelning i enlighet med planeringsstödet utformning, vilket i sin tur är strukturerat utifrån fråga 1a till 1d i frågeställningen som presenteras inom avsnitt 1.2.

Appliceringen av planeringsstödet olika steg inom fallstudien har baserats på en kombination av litteraturstudie och samtal med uppsatsens biträdande handledare Kent Fridell – i bilaga 1 presenteras den samtalsguide som tillämpades vid dessa handledarsamtal. Erforderligt dataunderlag för genomförande av fallstudien har hämtats från Lantmäteriet, Malmö stad, SCB (Statistiska centralbyrån), SMHI (Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut),

<sup>57</sup> Groat och Wang 2002.

<sup>58</sup> Ibid.

<sup>59</sup> Se avsnitt 1.2.

<sup>60</sup> Yin 1994.

## 1 Introduktion

Stockholms stad respektive Trafikverket. För databearbetning inom fallstudieappliceringen har GIS-programsviten *ArcGIS Desktop 10.7.1* tillämpats, vilket har utvecklats av *Environmental Systems Research Institute (Esri)*. *ArcGIS Desktop 10.7.1* har likaledes används för framställning av flertalet av de planvisualisering som presenteras i inom fallstudien. I förekommande fall har databearbetning inom fallstudien skett med hjälp av programvaran *Microsoft Excel* vilken ingår i programvarusviten *Microsoft Office* och har utvecklats av *Microsoft Corporation*.

### 1.4 Avgränsning

Det planeringsstöd som utvecklats inom uppsatsen utgör ett redskap för översiktliga planeringsförfarande, vilket avses erbjuda lättillgängliga riktlinjer för en okomplicerad och relativt snabb analysprocess. Syftet för denna process är att, på ett lättöverskådligt sätt, kartlägga platser inom ett studieområde som sannolikt lämpar sig väl för implementering blågröngrå system. Planeringsstödet analysprocess bör emellertid alltid kompletteras med mer ingående analyser av utvalda områden för att validera den placeringsmässiga lämplighetsbedömningen som gjorts enligt planeringsstödet. Kompletterande analyser bör även göras till grund för detaljutformning och dimensionering av de blågröngrå systemen. Planeringsstödet syfte kan således sägas vara att kartlägga platser, till vilka fortsatta analyser och undersökningar av högre detaljeringsgrad lämpligen fokuseras. Exempel på analyser och undersökningar för som kan ligga till grund för lämplighetsvalidering, detaljutformning och dimensionering är hydrologiska modeller som behandlar dagvattenavrinning via VA-ledningsnät samt detaljundersökningar av placeringar för andra typer av markförlagda ledningar.

Redogörelser för tekniska detaljer relaterade till blågröngrå system är avgränsade till att behandla sådant som är av direkt relevans för de behandlade kriterierna inom fallstudieappliceringen av planeringsstödet.

Omfattande redogörelserna gällande tillvägagångssätt för flerkriteriebaserade beslutsanalyser görs endast för den *linjära additiva metoden*, vilket är den metod som tillämpas för planeringsstödet. Övriga metoder för sådana analysförfaranden nämns endast kort i jämförande syfte eller lämnas helt utanför uppsatsens avgränsning.

Fallstudieappliceringen av planeringsstödet är huvudsakligen orienterat mot de blågröngrå systemens hydrologiska funktionalitet. Övriga ekosystemtjänster och funktioner som kan erhållas genom anläggande av blågröngrå system behandlas inte.

Fallstudien är, i huvudsak, geografiskt avgränsad till studieområdet och dess uppströms liggande avrinningsområde.

Expertinvolveringen inom fallstudieappliceringen av planeringsstödet avgränsas, på grund av tidsbegränsning, till involvering av två personer, varav en är biträdande handledare för uppsatsen.

Fallstudien är, till följd av tidsbegränsningar, avgränsad till implementering av blågröngrå system inom gaturum.

Vid fallstudieappliceringen av planeringsstödet är antalet beaktade kriterier, på grund av arbetets begränsade tidsramar, begränsat till de åtta kriterier som genom urvalsprocessen visar sig vara de mest betydelsefulla för lämplighetsbedömning av implementering av blågröngrå system. Övriga kriterier som kan vara av betydelse för ifrågasättande lämplighetsbedömning, av vilka ett urval nämns inom uppsatsdel 4, behandlas inte inom fallstudien.

Urval av kriterier inom fallstudieappliceringen av planeringsstödet begränsas till kriterier för vilka erforderligt underlag, i form av geografiska data, kan erhållas. Kriterieurvalet är även begränsat till kriterier som är möjliga att kvantifiera på ett, för sammanhanget, adekvat sätt.

Känslighetsanalysen inom planeringsstödet som upprättats inom uppsatsen avgränsas till analys av kriterievikternas inverkan på beslutsanalysens resultat. Andra faktorer som också kan ha en betydande påverkan på analysens

resultat<sup>61</sup> lämnas, på grund av tidsbegränsningar, därhän. Känslighetsanalysen avgränsas vidare till scenariot med jämn viktfordelningen mellan de två behandlade kriteriegrupperna enligt den första (*i*) överordnade viktfordelningen mellan kriteriegrupper  $w_g$ <sup>62</sup>.

Planeringsstödet och dess fallstudieapplicering omfattar inte effektsimuleringar av implementering av blågröngrå system, utan avser endast kartlägga lämpliga placeringar för sådan implementering. Följaktligen lämnas undersökningar av möjligheten att förlägga blågröngrå system i serie, vilket skulle kräva att deras implementering simulerades, utanför uppsatsens avgränsningar.

## 1.5 Begreppsförklaringar och förkortningar

**Bergkross** – Material av krossat berg som vanligen används vid anläggningsarbete<sup>63</sup>.

**Beslutsregel** – En beslutsregel är en metod för att utvärdera ett antal beslutsalternativ. Inom FKBA integreras kriterier och kriterievikter enligt en beslutsregel för att ernå en helhetsbedömning av de, inom analysen, behandlade beslutsalternativen – se ekvation 2.1 för exemplifiering av detta förfarande<sup>64</sup>.

**BGG-system** – Blågröngrå system.

**Effektiv porositet** – Andelen av ett materials totala volym som medverkar i vattenströmning<sup>65</sup>.

**Finmaterial** – Bergkross i fraktioner som är mindre än 2 mm<sup>66</sup>.

**FKBA** – Flerkriteriebaserad beslutsanalys.

**Fördröjningszon** – Dagvattenmagasin ovan substratet i en regnbädd<sup>67</sup>.

**GIS** – Geografiska informationssystem.

**GIS-FKBA** – Flerkriteriebaserad beslutsanalys med geografiska informationssystem.

**Hydraulisk konduktivitet** – Ett mått på jordens genomsläpplighet för vatten<sup>68</sup>.

**Instängt område** – Område varifrån dagvatten ytledes inte kan avledas med självfall<sup>69</sup>.

**Interception** – Fenomen som innebär att nederbörd inte når marken, utan i stället uppfångas av växtdelar ovan mark för att sedermera återföras till atmosfären genom evaporation eller transpiration<sup>70</sup>.

**MAEP** – Modifierbar areaenhet-problemet.

**Regnbädd** – En vegetationsbeklädd markbädd med fördröjningszon för infiltrering och behandling av dagvatten<sup>71</sup>.

**VA** – Vatten- och avlopp.

**Värmeö-effekt** – Den effekt som de fysiska förhållandena i ett urbant område har gentemot temperaturskillnaden mellan vederbörande urbana område och dess, mindre exploaterade, omgivning<sup>72</sup>.

---

<sup>61</sup> Se avsnitt 2.2.10.

<sup>62</sup> Se avsnitt 3.2.5.

<sup>63</sup> Thynell och Fridell 2019.

<sup>64</sup> Malczewski och Rinner 2015.

<sup>65</sup> Persson et al. 2014.

<sup>66</sup> Thynell och Fridell 2019.

<sup>67</sup> Ibid.

<sup>68</sup> SGU 2015.

<sup>69</sup> Svenskt Vatten 2016.

<sup>70</sup> Thynell och Fridell 2019.

<sup>71</sup> Fridell och Jergmo 2015.

<sup>72</sup> EPA u.å.

## 2 Teori

Inom förevarande uppsatsdel presenteras uppsatsens teoretiska ramverk, vilket ligger till grund för det planeringsstöd som presenteras inom avsnitt 3.1. Denna del av uppsatsen är uppdelat i ett avsnitt om dagvattenrelaterat teori (2.1) och ett som behandlar teori gällande rumsliga beslutsstöd och geografiska informationssystem (2.2).

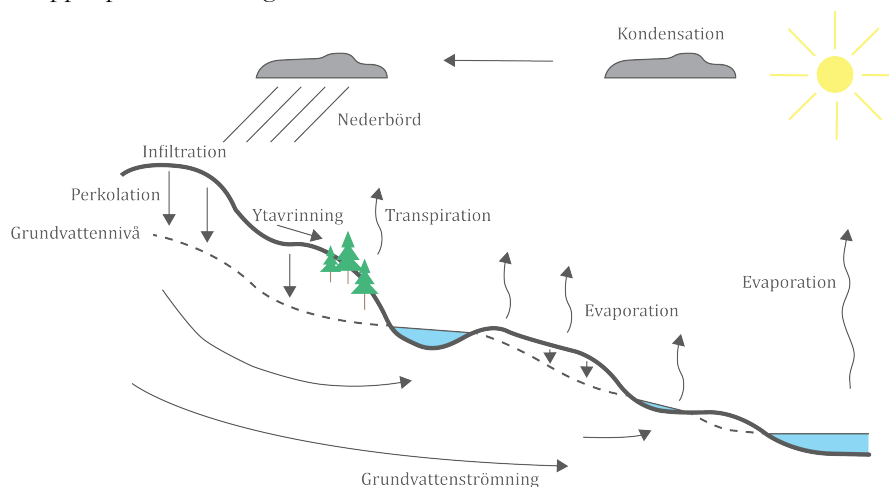
### 2.1 Dagvatten

Detta avsnitt innehåller en teoretisk redogörelse för dagvatten och dagvattenhantering i urban miljö. Redogörelsen sträcker sig från ett övergripande perspektiv till en beskrivning av blågröna infrastrukturlösningar av typen blågröngrå system.

#### 2.1.1 Urban hydrologi

##### 2.1.1.1 Vattenbalans, avrinningsförlopp och dagvattenföroreningar

Genom den naturliga hydrologiska cykeln är världens konstanta vattenförråd i ständig rörelse i ett kretslopp, vilken drivs av att solenergi och gravitation förändrar vattnets aggregationstillstånd och förflyttar dess molekyler<sup>73</sup>. Solenergin värmer vatten i havs-, sjö och landområden, vilket föranleder evaporation av dessa vattenförråd till atmosfären<sup>74</sup>. Över landområden sker en transpiration av vatten från vegetation som likaledes leder till att litosfäriska vattenreserver avdunstar till atmosfären<sup>75</sup>. Den stigande vattenången från evaporation och transpiration kyls ned i atmosfären och kondenserar till moln, för att sedermera falla som nederbörd<sup>76</sup>. Vattnet transporteras därefter genom infiltration, perkolation, grundvattenströmning och ytavrinning tillbaka mot havet via olika typer av vattenmagasin, såsom sjöar, glaciärer, snötäcken och grundvattenreservoarer<sup>77</sup>. Denna förenklade beskrivning av det naturliga hydrologiska kretsloppet presenteras i figur 2.1.



**Figur 2.1.** Schematisk illustration av den naturliga hydrologiska cykeln.

<sup>73</sup> Oki och Kanai 2006; WMO 2008; Collier 2016; Miller och Spoolman 2016; SMHI 2018; USGS u.å.

<sup>74</sup> Lidström 2013.

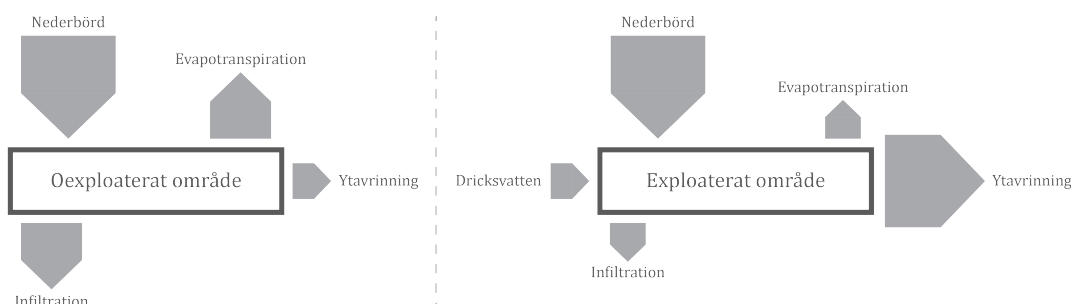
<sup>75</sup> Ibid.

<sup>76</sup> Ibid.

<sup>77</sup> Lidström 2013; Liptan och Santen Jr. 2016.



Genom expansion och förtätning av urbana områden uppstår i regel ökande arealer av kompakterad mark och icke-permeabla ytor, vilket följaktligen leder till att infiltrationsmöjligheterna för nederbörd som faller över området reduceras och följaktligen att *avrinningskoefficienten* ökar<sup>78</sup>. Avrinningskoefficienten är ett uttryck för andelen nederbörd som, efter förluster genom avdunstning, absorption av vegetation, magasinering i topografiska ojämnheter eller infiltration, avrinner från en yta i form av dagvatten<sup>79</sup>. Urban expansion eller förtätning leder vanligtvis även till en reduktion av andelen grönyta, vilket minskar den del av nederbördsvolymen som omhändertas genom interseption<sup>80</sup>, infiltration och transpiration<sup>81</sup>. Utöver detta medför en ökande urbaniseringsgrad även en ökande tillförsel av vatten för att tillgodose det stigande vattenbehovet gällande exempelvis dricksvatten<sup>82</sup>. När urban exploatering sker i ett område som tidigare präglats av mer naturliga hydrologiska förhållanden sker således en grundlig förändring av platsens hydrologiska egenskaper. Denna förändring beror i huvudsak på att den ovan nämnda reduktionen av infiltration, transpiration och interseption, vilken leder till en reduktion av grundvatten-påfyllande perkolation och en markant ökning av ytlig avrinning<sup>83</sup>. Denna skillnad gällande hydrologisk balans i oexploaterade respektive exploaterade områden presenteras i figur 2.2.



**Figur 2.2.** Illustration av principen för förändrad hydrologisk balans vid exploatering av ett område.

Dagvattenflödenas storlek styrs i huvudsak av de tre parametrarna *regnintensitet* för ett givet nederbördstillfälle samt markytans *storlek* och *avrinningskoefficient*<sup>84</sup>. Vid urbanisering sker, vilket nämnts ovan, utbredning av markytor med hög avrinningskoefficient. Detta innebär inte enbart att en högre volymandel av den nederbörd som faller över området avrinner ytligt i form av dagvatten. Det medför även att de momentana flödestopparna för dagvattnet som uppstår i samband med nederbördstillfället blir betydligt högre i en urban miljö jämfört med de som uppstår i ett område som präglas av naturliga hydrologiska förhållanden<sup>85</sup>. Detta sker då den fördröjande effekt som infiltration ger upphov till under naturliknande hydrologiska förhållanden uteblir när nederbörd faller över en tätbebyggd urban miljö<sup>86</sup>. Denna skillnad i avrinningsförlopp, eller dagvattenflöde över tid, illustreras i figur 2.3.

<sup>78</sup> Gupta 2011.

<sup>79</sup> Svenskt Vatten 2016.

<sup>80</sup> Se avsnitt 1.5.

<sup>81</sup> Gupta 2011.

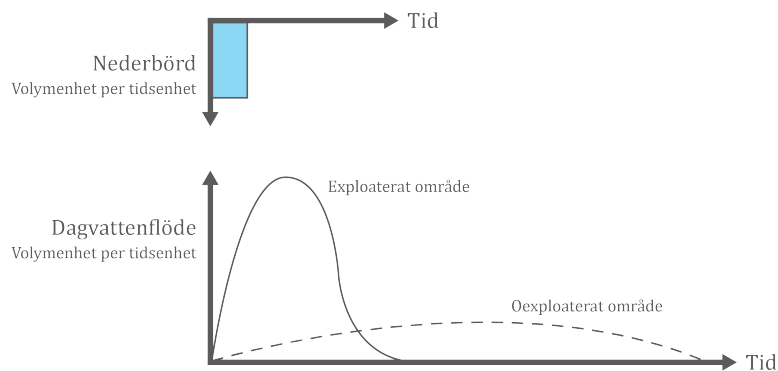
<sup>82</sup> Lidström 2013.

<sup>83</sup> Gupta 2011.

<sup>84</sup> Svenskt Vatten 2016.

<sup>85</sup> Lidström 2013; Liptan och Santen Jr. 2016.

<sup>86</sup> Lidström 2013.



**Figur 2.3.** Schematiskt linjediagram som visar skillnaden i avrinningsförlopp mellan oexploaterade och exploaterade områden.

Dagvattnet utgör, inom urbana områden, ett transportmedium för föroreningar som ackumulerats genom torr- eller våtdeponering från både diffusa källor och punktkällor<sup>87</sup>. Kontamination av dagvattnet uppstår redan i atmosfären innan dagvattnets uppkomst på marken, men sker i huvudsak när dagvattnet spolar av stadens markytor och för med sig dess ackumulerade föroreningar<sup>88</sup>. Halterna av föroreningssubstanter i urbant dagvatten varierar stort beroende på vattnets rinnväg genom staden, då denna är avgörande för vilka ytor som, genom kontakt med dagvattnet, orsakar dess kontamination<sup>89</sup>. Stadsytornas markanvändning, exempelvis huruvida de utgörs av trafikytor eller bostads- respektive industriområden, spelar en avgörande roll för den volymmässiga omfattningen för ackumulationen av olika föroreningssubstanter och följaktligen även för föroreningsgraden hos dagvattnet som rinner fram över ytorna<sup>90</sup>.

De markanvändningar som ger upphov till mest dagvattenförorening är trafikytor, industriområden, byggarbetsplatser samt parker och trädgårdar<sup>91</sup>. Andra styrande aspekter för dagvattnets föroreningsgrad är förekomsten av olika typer av byggnadsmaterial och vägbeläggningar, trafikintensitet, användandet av produkter för grönyteskötsel samt graden av allmän nedskräpning<sup>92</sup>. Vanligt förekommande föroreningar i urbant dagvatten är suspenderat material från exempelvis slitage av ytor och däck, syreförbrukande organiska ämnen såsom växtdelar och djurspillning, kolväten från oljeläckage och emissioner från fordon, fosfor och kväve från exempelvis gödningsmedel, tungmetaller från fordonskorrosion och industriutsläpp, patogena mikroorganismer samt bekämpningsmedel och kemikalier<sup>93</sup>.

### 2.1.1.2 Dagvattenproblematik och konventionell dagvattenhantering

Till följd av de ovannämnda förändringarna av hydrologiska förlopp och den ökade vattenburna transporten av föroreningar, vilket i regel uppkommer genom urbanisering, uppstår vanligen en mångfald av olikartade samhälleliga och miljömässiga problem. De större dagvattenvolymer och de högre flödestopparna leder till en ökad frekvens av översvämningar som riskerar att hindra viktiga samhällsfunktioner, orsaka ökade föroreningsbelastningar på

<sup>87</sup> Alm et al. 2010.

<sup>88</sup> Ibid.

<sup>89</sup> Alm et al. 2010; Svenskt Vatten 2016.

<sup>90</sup> Ibid.

<sup>91</sup> Naturvårdsverket 2017.

<sup>92</sup> Elmefors 2014; Svenskt Vatten 2016.

<sup>93</sup> Elmefors 2014.

recipienter samt föranleda kostsam åverkan inom urbana områden och dess nedströms liggande närområde<sup>94</sup>. Den reducerade infiltrationen och perkolationen av nederbörd leder till en nedsatt påfyllnad av grund- och markvatten, vilket bland annat kan orsaka sättningar av byggnader i områden med sättningkänsliga jordarter, reducerad evapotranspiration och utarmning av närbelägna grundvattenreservoarer<sup>95</sup>. De höga dagvattenflödena som kan uppstå i exploaterade områden vid intensiva nederbördstillfällen medför med stor sannolikhet även en överbelastning av vattendrag belägna inom och nedströms det urbana området, vilket kan orsaka erosion med onaturliga och ekologiskt destruktiva hydrogeomorfologiska följder<sup>96</sup>. Den vattenburna transporten av urbana föroreningar och sediment leder vanligen till en kontaminering och ekologisk degradering av både grundvatten och nedströms liggande vattendrag och recipienter<sup>97</sup>. Detta kan få skadliga konsekvenser såsom reducerad syrenivå, eutrofiering samt förgiftning av, och ödeläggelse av livsbetingelser för, djur och växtliv<sup>98</sup>.

I avsikt att hantera ovanstående hydrologisk problematik i urbana områden har många olika tillvägagångssätt tillämpats inom historisk vatten- och avloppsverksamhet (VA-verksamhet), vilka har utarbetats utifrån sin tids prioriterade vattenrelaterade frågor<sup>99</sup>. De nuvarande systemen för hantering av vatten i svenska städer har byggts upp under mer än hundra år, vilket innebär att många historiska angreppssätt inom denna verksamhet alltjämt präglar den samtida praktiken inom detta fält<sup>100</sup>. Under 1800-talet leddes regnvatten från stadsområden till nedströms liggande vattendrag via öppna rännstenar och diken, vilka stadsborna likaledes använde för avstjälpning av avfall, latrin och andra föroreningar<sup>101</sup>. Med hjälp av dagvattnet transporterades dessa föroreningar således till nedströms liggande vattenförekomster<sup>102</sup>. Detta system för hantering av vatten och avfall ledde till svåra hygieniska förhållanden i städerna, vilket gav upphov till en hög risk för sjukdomsepidemier<sup>103</sup>.

I samband med industrialiseringen växte städerna i snabb takt och trångboddheten blev vanligare i takt med att befolkningstätheten steg, vilket ledde till ökande sjukdomsspridningar och följaktligen att en sanitär upprustning av städerna blev allt mer angelägen<sup>104</sup>. I syfte att främja folkhälsan började således underjordiska vatten- och avloppsledningssystem anläggas i städerna under 1860-talet, någon som var implementerat i åttio svenska städer vid början av 1900-talet<sup>105</sup>. Det dominerade VA-systemet i svenska städer var fram till 1950-talet det *kombinerade* avloppsledningssystemet, i vilka spill-, dag- och dränvatten avleds i samma ledning<sup>106</sup>. Då intensiva regn utgjorde en risk för överbelastning av de kombinerade systemen installerades bräddavlopp, vilka gjorde det möjligt att förbigå vattenreningsverk reningsprocess och avleda det orenade vattnet direkt till recipienten<sup>107</sup>. Sådan bräddning av

<sup>94</sup> Hollis 1975; Shuster et al. 2005; White och Greer 2006; Houston et al. 2011; Konrad 2013; Miller et al. 2014; McGrane 2016; Svenskt Vatten 2016.

<sup>95</sup> Paul och Meyer 2001; Shuster et al. 2005; Burns et al. 2012; Fletcher et al. 2015; McGrane 2016; Svenskt Vatten 2016.

<sup>96</sup> Paul och Meyer 2001; White och Greer 2006; Gupta 2011; Tillinghast et al. 2011; Fletcher et al. 2015; McGrane 2016; Svenskt Vatten 2016; Vietz et al. 2016.

<sup>97</sup> Paul och Meyer 2001; Duha et al. 2008; Taylor och Owens 2009; Barbosa et al. 2012; Fletcher et al. 2015; McGrane 2016; Masoner et al. 2019.

<sup>98</sup> Ibid.

<sup>99</sup> Lidström 2013; Svenskt Vatten 2016.

<sup>100</sup> Svenskt Vatten 2016.

<sup>101</sup> Lidström 2013; Svenskt Vatten 2016.

<sup>102</sup> Ibid.

<sup>103</sup> Ibid.

<sup>104</sup> Ibid.

<sup>105</sup> Svenskt Vatten 2016.

<sup>106</sup> Ibid.

<sup>107</sup> Lidström 2013; Svenskt Vatten 2016.

förorenat vatten från kvarvarande kombinerade dag- och spillvattensystem orsakar ännu idag signifikant ekologisk degradering av vattenförekomster som ligger nedströms urbana områden<sup>108</sup>.

Med början under 1950-talet skedde en successiv övergång från kombinerade system till ett system för åtskild avledning av spill- respektive dagvatten – *dublikatsystemet* – inom vilket underjordiska spill- respektive dagvattenledningar används för åtskild avledning av respektive typ av vatten<sup>109</sup>. I dessa separerade system leds dagvattnet vanligtvis till recipienten utan någon anseelig reningsåtgärd, vilket orsakar recipientförorening<sup>110</sup>. De kvarvarande kombinerade systemen utgör idag ungefär en åttondel av de svenska avloppsnäten, räknat som rörgravslängd, medan de resterande delarna av avloppsnäten utgörs av system där spill- och dagvatten har separerats<sup>111</sup>. I de områden där dagvattnet fortfarande hanteras i kombinerade system tillförs och belastar dagvattnet vattenreningsverken, vilket leder till en högre föroreningsgrad i både röttslam och vatten som lämnar reningsverket<sup>112</sup>.

Idag anses det vara samhällsekonomiskt oförsvarbart att basera dagvattenrening på konventionella VA-anläggningar och så kallade end-of-pipe-lösningar, vilka innebär att reningsanläggningar, som exempelvis vattenreningsverk eller våtmarker och dammar, anläggs vid dagvattenledningarna utlopp i recipienten<sup>113</sup>. Detta beror i huvudsak på svårigheterna att hantera de höga flöden av dagvatten som uppstår i samband med nederbörd över urbana områden, samt att utsläppspunkterna för dagvatten i allmänhet är många till antalet och geografiskt utspridda över staden<sup>114</sup>. De stora volymerna av dagvatten som avrinner från urbana områden medför att de oönskade föroreningssubstanserna ofta är mycket utspädda, vilket föranleder ett behov att rikta en anseelig del av reningsinsatserna till de uppströms liggande föroreningskällorna inom staden<sup>115</sup>. För sådana reningsinsatser behövs dagvattenanläggningar som tillåter nedbrytning eller lokalt omhändertagande av dagvattenföroreningar<sup>116</sup>.

Till följd av pågående klimatförändring bedöms högintensiva nederbördstillfällen, alltså med stora volymer nederbörd per tidsenhet, bli mer frekvent förekommande framgent<sup>117</sup>. Detta kommer att, i enlighet med den ovan presenterade teorin om att dagvattenflödets storlek styrs av de tre parametrarna *regnintensitet*, *markytans storlek* samt *markytans avrinningskoefficient*, medföra tilltagande framtida volymer och flöden av dagvatten<sup>118</sup>. Följaktligen förväntas en förvärring av den ovanstående hydrologiskt relaterade problematiken, av både kvantitativ respektive kvalitativ beskaffenhet, som har uppstått till följd av urbanisering och urban dagvattenhantering. Detta beror på att dagvattenflödenas intensitet, vilket har beskrivits ovan, utgör en direkt eller indirekt utslagsgivande faktor för den hydrologiska problematikens omfattning. För att undgå en sådan framtida utveckling krävs således omfattande klimatanpassningsåtgärder inom den urbana dagvattenhanteringen<sup>119</sup>.

### 2.1.2 Hållbar dagvattenhantering

Sedan mitten av 1970-talet har synen på urban dagvattenhantering succesivt förändrats i takt med att den hydrologiskt relaterade problematik och de framtida klimatutmaningar som presenterats i föregående avsnitt

---

<sup>108</sup> Maki et al. 2007; Passerata et al. 2011; Stockholms stad 2015.

<sup>109</sup> Svenskt Vatten 2016.

<sup>110</sup> Ibid.

<sup>111</sup> Ibid.

<sup>112</sup> Stockholms stad 2015.

<sup>113</sup> Stockholms stad 2015; Svenskt Vatten 2016.

<sup>114</sup> Svenskt Vatten 2016.

<sup>115</sup> Ibid.

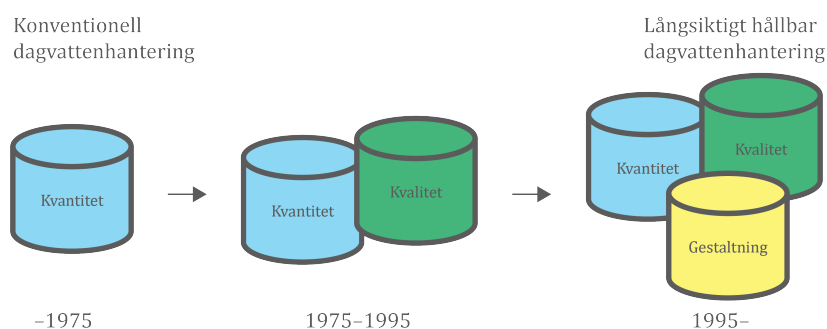
<sup>116</sup> Ibid.

<sup>117</sup> Ibid.

<sup>118</sup> Ibid.

<sup>119</sup> Svenskt Vatten 2011.

uppmärksammats<sup>120</sup>. Detta har lett till en gradvis övergång från konventionell dagvattenhantering, med fokus på snabb avledning av dagvatten från stad till recipient, till en dagvattenhantering där hänsynstagandet breddats till att omfatta bland annat vattenkvalitet, utformning av goda levnadsmiljöer och biodiversitet<sup>121</sup>. Under 1990-talet införlivades uppfattningen om dagvattnet som resurs för samhällelig gestaltning i den dåvarande diskursen gällande urban dagvattenhantering<sup>122</sup>. Detta ledde följaktligen till ett mer utbrett förespråkande av att synliggöra vattnet genom ytlig hantering och låta det utgöra ett berikande inslag i den urbana miljön<sup>123</sup>. Figur 2.4 illustrerar denna utveckling av synsätt inom dagvattenhanteringsfären.



**Figur 2.4.** Illustration över förändringen av synsätt inom dagvattenhanteringsfären, från ett ensidigt fokus på snabb avledning av dagvatten till ett bredare fokus på långsiktigt hållbar dagvattenhantering. Siffror i nederkant representerar årtal.

Den samhällsinfrastrukturella strategi som ofta benämns *hållbar dagvattenhantering* (engelska: *sustainable stormwater management*, *low-impact development (LID)*, *water-sensitive urban design (WSUD)* eller *sustainable drainage system (SuDS)*)<sup>124</sup> började att diskuteras och tillämpas mer allmänt inom dagvattenhanteringsfären under början av 2000-talet<sup>125</sup>. Den grundläggande principen för denna strategi är att på biomimetiskt manér utforma system för dagvattenhantering inom bebyggda områden så att naturens sätt att hantera nederbörd efterliknas<sup>126</sup>. En central komponent inom den hållbara dagvattenhanteringsstrategin är att ersätta eller komplettera befintliga konventionella dagvattenhanterings-system med öppna dagvattenlösningar för lokalt omhändertagande, fördröjning och rening av dagvatten<sup>127</sup>. Ett flertal tekniska utformningar för sådana alternativa, ofta vegetationsbaserade, infrastrukturella dagvattenlösningar förekommer, såsom gröna tak, dammar, genomsläppliga beläggningar, våtmarker och svackdiken<sup>128</sup>. Dessa typer av öppna dagvattenlösningar delas vanligen upp i fyra kategorier baserat på var de, utifrån deras hydrologiska funktion, lämpligen placeras inom ett större infrastrukturellt system för dagvattenhantering<sup>129</sup>. Kategorierna presenteras i figur 2.5.

<sup>120</sup> Stahre 2004; Svenskt Vatten 2011; Lidström 2013; Woods Ballard et al. 2015; Svenskt Vatten 2016.

<sup>121</sup> Ibid.

<sup>122</sup> Stahre 2004; Svenskt Vatten 2016.

<sup>123</sup> Ibid.

<sup>124</sup> Barbosa et al. 2012; Burns et al. 2012; Fletcher et al. 2015.

<sup>125</sup> Stahre 2004; Svenskt Vatten 2016.

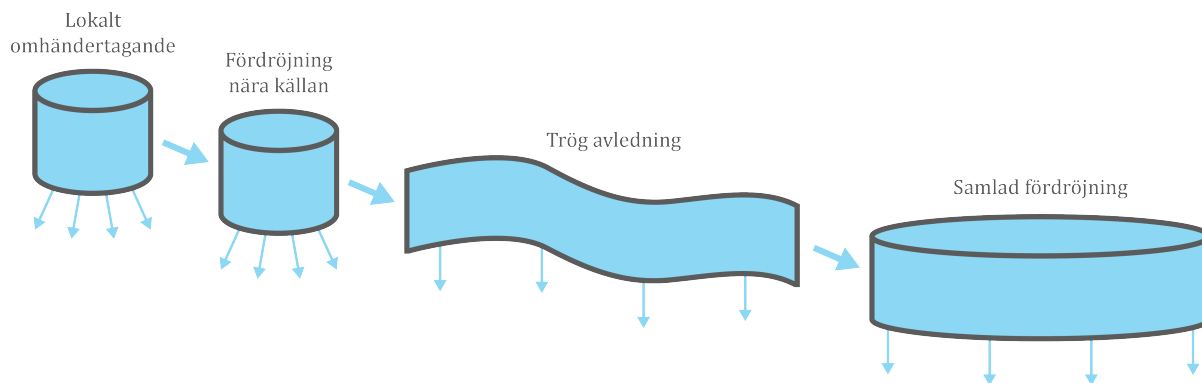
<sup>126</sup> Stahre 2004; Woods Ballard et al. 2015; Svenskt Vatten 2016.

<sup>127</sup> Ibid.

<sup>128</sup> Stahre 2004; Svenskt Vatten 2011.

<sup>129</sup> Stahre 2004; Svenskt Vatten 2011.

## 2 Teori



Figur 2.5. Illustration av olika kategorier av öppna dagvattenlösningar.

*Lokalt omhändertagande* är en samlade term för olika tekniska utformningar av dagvattenanläggningar som avses reducera eller fördröja avrinningen av dagvatten från privat mark till det allmänna dagvattensystemet. Gröna tak, genomsläppliga beläggningar och uppsamlingstankar för återbruk av vatten är exempel på sådana lösningar<sup>130</sup>. *Fördröjning nära källan* är en samlingsterm för öppna dagvattenanläggningar som avses reducera eller fördröja dagvattenavrinningen i de långt uppströms belägna delarna av det allmänna systemet för dagvattenhantering, såsom fördröjningsdammar och särskilda översvämningssytor för tillfällig uppdamning<sup>131</sup>. Avledningssystem som ger upphov till en långsam vidaretransport av dagvatten på allmän platsmark inom avrinningsområdets övre delar faller inom kategorin *trög avledning*. Den tröga avledningen sker vanligen i öppna avrinningsstråk, såsom svackdiken eller dagvattenkanaler<sup>132</sup>. *Samlad fördröjning* är en benämning för större öppna dagvattenanläggningar som anläggs i de nedströms belägna delarna av avrinningsystem för omhändertagande eller fördröjning av stora volymer av dagvatten<sup>133</sup>. Våtmarker samt större dammar och översvämningssytor är exempel på denna typ av anläggningar<sup>134</sup>.

För reglering av övergången från ett konventionellt system för dagvattenhantering till ett delvis nytt system, utformat enligt principerna inom strategin för hållbar dagvattenhantering, har ett flertal juridiska bestämmelser inrättats inom svensk och EU-gemensam lagstiftning<sup>135</sup>. De svenska lagar som behandlar de grundläggande förutsättningarna för dagvattenhantering, bland annat genom att ange ansvarsförhållanden och ställa krav på vattenkvalitet, är *miljöbalken* och *lagen om allmänna vattenjänster*<sup>136</sup>. Enligt dessa lagstiftningar ska allt dagvatten som avleds från ett detaljplaneområde, vilket inte görs för en viss eller vissa fastigheters räkning, ”avledas och renas eller tas om hand på något annat sätt så att olägenhet för människors hälsa eller miljön inte uppkommer”<sup>137</sup>.

*EU:s ramdirektiv för vatten (Vattendirektivet)*, vilket införlivats i svensk lagstiftning år 2004 genom *miljöbalken*, *vattenförvaltningsförordningen* och *förordningen med länsstyrelseinstruktion*<sup>138</sup>, är avsett att säkerställa långsiktig tillgång av vatten med god kvalitet<sup>139</sup>. Direktivet innehåller gemensamma vattenpolitiska förbindelser för EU:s medlemsländer, vilka i huvudsak är avsedda att påbjuda uppnående och upprätthållande av god ekologisk respektive vattenkemisk

<sup>130</sup> Stahre 2004.

<sup>131</sup> Ibid.

<sup>132</sup> Ibid.

<sup>133</sup> Ibid.

<sup>134</sup> Ibid.

<sup>135</sup> Svenskt Vatten 2011; Lidström 2013; Svenskt Vatten 2016.

<sup>136</sup> Boverket 2015; SFS 1998:808 9 kap. 2, 7 §; SFS 2006:412 6 §.

<sup>137</sup> SFS 1998:808 9 kap. 2, 7 §.

<sup>138</sup> Havs- och vattenmyndigheten 2019a; SGU 2018; SFS 1998:808 5 kap.; SFS 2004:660; SFS 2017:868.

<sup>139</sup> Svenskt Vatten 2011; Havs- och vattenmyndigheten 2019a; Vattenmyndigheterna u.å.

status hos vattenförekomster i form av sjöar, vattendrag, kustvatten och grundvatten<sup>140</sup>. För att den ekologiska statusen ska bedömas vara god ska bland annat växt- och djurlivet i vattnet, flöden och bottenstruktur närma sig ett referenstillstånd som utgör en approximativ representation av naturliga vattenförhållanden<sup>141</sup>. *Miljö kvalitetsnormerna för ytvatten*, vilka regleras genom Vattendirektivets dotterdirektiv *Direktivet om miljö kvalitetsnormer*, ligger till grund för bedömningen av vattenkemisk status hos vattenförekomster<sup>142</sup>. Miljö kvalitetsnormerna innehåller gränsvärden för tillåtna halter av prioriterade förorenande ämnen och ämnesgrupper, vilka fastställts genom *Europaparlamentets och rådets beslut om upprättande av en lista över prioriterade ämnen på vattenpolitikens område*<sup>143</sup>. Definitionen av dessa ämnen och ämnesgrupper är ”förorenande ämnen eller grupper av förorenande ämnen som innebär en betydande risk för vattenmiljön eller som via vattenmiljön utgör en sådan risk, inklusive sådana risker för vatten som används för uttag av dricksvatten”<sup>144</sup>.

För att, med framgång, implementera ett system av dagvattenlösningar i enlighet med principerna för hållbar dagvattenhantering ställs betydligt högre krav på integrering mellan VA-verksamhet och andra verksamhetsområden inom samhällsbyggnadssfären, jämfört med anläggande av konventionella markförlagda dagvattensystem<sup>145</sup>. Detta beror på att fler aktörer och stadsmiljöaspekter berörs av denna typ av infrastrukturella lösningar, vars mångfald av potentiella funktioner och ekosystemtjänster behöver koordineras utifrån ett brett, holistiskt perspektiv – något som ger upphov till en betydligt mer komplex planeringssituation<sup>146</sup>. Till följd av detta begränsas implementeringen av hållbara dagvattenhanteringssystem snarare av svårigheterna att nå en gemensam vision och en väl fungerande samverkan mellan berörda aktörer än av tekniska begränsningar gällande anläggningarnas utformning<sup>147</sup>. Det är likaledes viktigt att frågor om den hållbara dagvattenhanteringen, för att nå framgångsrika resultat, introduceras redan i ett tidigt skede av stadsplaneringsprocessen och fortlöper genom hela planeringsförfarandet fram till systemens anläggande<sup>148</sup>. Orsaken till detta är att hållbar dagvattenhantering kräver beaktande redan när ett stadsområdes strukturella huvuddrag utarbetas, vilket är en förutsättning för att erforderliga höjdsättningar och ytligt förlagda system av infrastrukturella lösningar ska kunna införlivas i platsens utformning<sup>149</sup>. Kommunala dagvattenstrategier är vanligen välfungerande instrument för att koordinera olikartade aktörer och deras intressen vid implementering av hållbara dagvattenhanteringssystem, samt för att säkerställa att dagvattenfrågorna inryms i planeringsprocessen i ett tillräckligt tidigt skede<sup>150</sup>.

Implementeringen av öppna dagvattenhanteringslösningar enligt principerna för hållbar dagvattenhantering har, trots den diskursiva utveckling som skett inom dagvattenhanteringsområdet under senare tid, varit begränsad i omfattning, vilken nämndes i avsnitt 1.1. Den särskilda brist som råder gällande riktlinjer som behandlar placeringsmässig lämplighet av öppna dagvattenhanteringslösningar<sup>151</sup> utgör ett hinder för den samverkan mellan berörda aktörer som inom förevarande avsnitt konstaterats vara en grundläggande förutsättning för en framgångsrik implementering av hållbara dagvattenlösningar. För det planeringsstöd som uppsatsen syftar till att utveckla ligger fokus vid en viss typ av teknisk utformning för öppen dagvattenhantering, vilka benämns *blågröngrå system* och kan

<sup>140</sup> Svenskt Vatten 2011; Svenskt Vatten 2016.

<sup>141</sup> Svenskt Vatten 2011; HVMFS 2019:25.

<sup>142</sup> Svenskt Vatten 2011; Havs- och vattenmyndigheten 2019b; Direktiv 2008/105/EG; HVMFS 2019:25.

<sup>143</sup> Svenskt Vatten 2011; Beslut 2455/2001/EG.

<sup>144</sup> Beslut 2455/2001/EG.

<sup>145</sup> Stahre 2004, 2008; Svenskt Vatten 2011; Lidström 2013.

<sup>146</sup> Stahre 2004, 2008; Svenskt Vatten 2011; Lidström 2013.

<sup>147</sup> Stahre 2004, 2008; Lidström 2013.

<sup>148</sup> Stahre 2004; Svenskt Vatten 2011; Lidström 2013.

<sup>149</sup> Ibid.

<sup>150</sup> Svenskt Vatten 2011; Svenskt Vatten 2016.

<sup>151</sup> Se avsnitt 1.1.

inordnas under kategorin *fördrojning nära källan* enligt kategoriseringen i figur 2.5<sup>152</sup>. Detta infrastrukturella system beskrivs mer ingående i nästföljande avsnitt.

### 2.1.3 Blågröngrå system

Inom urbana områden råder vanligen en brist på utrymme både ovan och under mark<sup>153</sup>. Detta gäller, inte minst, i städers gaturum, där exempelvis trafikytor för olika trafikslag, parkeringsplatser, vegetationsytor, markförlagda ledningar och överbyggnader som klarar trafikbelastning gör anspråk på ytor och subterrän volym<sup>154</sup>. Med anledning av detta har det vanligen varit svårt att skapa goda ståndortsförutsättningar för vegetation, gällande exempelvis vattentillgång och möjligheter för gasutbyte, inom denna typ av urbana områden med en hög andel hårdgjord yta<sup>155</sup>.

I avsikt att angripa ovannämnd problematik gällande utrymmesbrist, och samtidigt skapa bättre ståndortsförutsättningar för vegetation inom hårdgjorda urbana områden, har bergkross<sup>156</sup> utan innehåll av finmaterial börjat att användas som växtbäddsmaterial inom urbana miljö under det senaste decenniet<sup>157</sup>. Studier har påvisat att den höga porositeten hos sådant krossmaterial medför goda förutsättningar för vegetationens gasutbyte samt en låg risk för att skador på växtligheten uppstår till följd av långvarig vattenmättnad i växtbädden<sup>158</sup>. Då denna höga porositet inte reduceras vid packning, vilket är nödvändigt för att nå erforderlig bärighet för att klara trafikbelastningar, utgör det krossbaserade växtbäddsmaterialet i fråga ett fördelaktigt alternativ för växtbäddar i gatumiljö<sup>159</sup>. Denna lösning benämns *öppet förstärkningslager*, alternativt *luftigt* eller *dränerande förstärkningslager*<sup>160</sup>.

För att åstadkomma en ytterligare effektivisering gällande markanvändningen inom urbana områden med hög hårdgöringsgrad, har användandet av det öppna förstärkningslagret utvecklats för att uppnå en ännu större infrastrukturell mångfunktionalitet<sup>161</sup>. Utöver det öppna förstärkningslagret kombinerade funktionalitet, gällande trafikbeständighet och lämplighet som växtbädd, har ett system för att använda dess höga porvolym även för magasinering av dagvatten utarbetats<sup>162</sup>. Vederbörande system kallas för *blågröngrå system (BGG-system)*, vilket är en samlade benämning på infrastrukturella konstruktioner som samutnyttjar yta och volym för dagvattenhantering, växtbäddsfunktion och överbyggnad för hårdgjorda ytor<sup>163</sup>. I figur 2.6 respektive figur 2.7 illustreras det grundläggande funktionsförenande konceptet för BGG-system, ställt i relation till ett funktionsseparerade gaturum utformat enligt konventionell princip.

---

<sup>152</sup> Thynell och Fridell 2019.

<sup>153</sup> Ibid.

<sup>154</sup> Ibid.

<sup>155</sup> Ibid.

<sup>156</sup> Se avsnitt 1.5.

<sup>157</sup> Thynell och Fridell 2019.

<sup>158</sup> Thynell och Fridell 2019.

<sup>159</sup> Ibid.

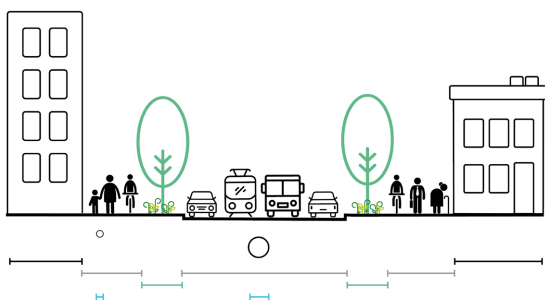
<sup>160</sup> Ibid.

<sup>161</sup> Ibid.

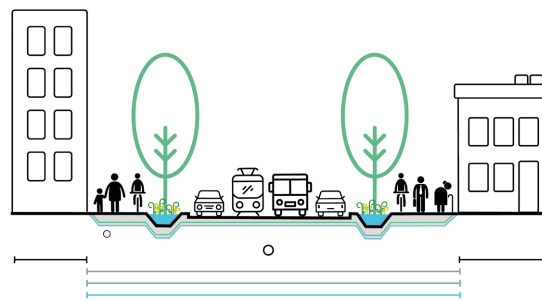
<sup>162</sup> Ibid.

<sup>163</sup> Ibid.





**Figur 2.6.** Konceptuell illustration över ett konventionellt utformat gaturum där blå, gröna och grå funktioner tillhandahålls genom separata konstruktioner. Dagvattnet hanteras här i markförlagda ledningar, medan trafikytornas överbyggnad och planteringsytornas växtbäddar är separerade från varandra.



**Figur 2.7.** Konceptuell illustration över ett gaturum med BGG-system. Hela gaturummet utnyttjas för integrerad hantering av blå, gröna och grå funktioner.

Den bärande principen för BGG-systemet är att integrera ett styrsystem för dagvatten med ett öppet förstärkningslager, vilket leder ytligt avrinnande vatten till förstärkningslagret för fördröjning, rening och i förekommande fall omhändertagande genom evapotranspiration och infiltration<sup>164</sup>. För att möjliggöra en anpassning av BGG-systemen efter platsspecifika förutsättningar finns det emellertid ett flertal konstruktionsalternativ gällande de marknivåförlagda delarna av systemet, som exempelvis kan utformas som regnbäddar<sup>165</sup>, parkeringsytor med genomsläpplig beläggning eller vegetationsytor<sup>166</sup>. En principiell exempelutformning för ett BGG-system presenteras i figur 2.8.



**Figur 2.8.** Principiell exempelutformning för gata med BGG-system. Det blå området är det öppna förstärkningslagret, och ligger i detta exempel i ett stråke längs gatan. Systemets marknivåförlagda delar utgörs av regnbäddar, vegetationsytor och hårdgjorda ytor.

Ett BGG-systems primära funktion är, i enlighet med ovanstående beskrivning, att, genom samutnyttjande av ytor och volymer, tillfredsställa platsspecifika behov gällande dagvattenhantering, trafikbeständighet och goda växtbäddsförhållanden<sup>167</sup>. Systemen är testade genom belastningsstudier som visar att de klarar trafikbelastning upp till

<sup>164</sup> Thynell och Fridell 2019.

<sup>165</sup> Se avsnitt 1.5.

<sup>166</sup> Thynell och Fridell 2019.

<sup>167</sup> Thynell och Fridell 2019.

*trafikklass 2* eller *bärighetsklass 1*, vilket innebär att de har en fullgod trafikbeständighet för de trafikförhållanden som råder på vanliga stadsgator där gående, cyklister och motorfordon vistas<sup>168</sup>. I regel har bergkrossmaterialet i ett öppet förstärkningslager en effektiv porositet<sup>169</sup> på trettio till fyrtio procent, vilket ger att upp till 400 liter dagvatten kan magasineras per kubikmeter öppet förstärkningslager<sup>170</sup>. Om systemen utformas med regnbäddar i marknivå kan den subterrana magasineringen kompletteras med fördröjning av dagvatten i regnbäddens fördröjningszon<sup>171</sup>. Till följd av denna förmåga att magasinera och fördröja dagvatten bidrar BGG-systemen till en minskad översvämningrisk, en utjämning av dagvattenflöden samt en avlastning av konventionella ledningsnät och vattenreningsverk<sup>172</sup>.

Utöver de kvantitativa dagvattenrelaterade funktionerna hos BGG-systemet bidrar de även med en kvalitativ förbättring av dagvattnet genom ett flertal renande processer<sup>173</sup>. I systemen sker exempelvis en fysisk avskiljning av kontaminerande ämnen genom sedimentering av partikulära föroreningar, samtidigt som näringsämnen i dagvattnet absorberas av systemens växter och mikroorganismer<sup>174</sup>. I egenskap av ståndort för vegetation möjliggör det öppna förstärkningslagret i BGG-system, genom dess höga porositet, ett erforderligt gasutbyte för att undvika att växtligheten blir hämmad av höga koldioxidhalter i växtbädden – något som vanligen konventionella, kompakta marköverbyggnader ger upphov till<sup>175</sup>. Genom att leda dagvatten till systemen, vilket ofta för med sig näringsämnen för växterna, förbättras ståndortsförutsättningarna ytterligare genom att öka vegetationens tillgång till både vatten och näringsämnen<sup>176</sup>. De stora växtbäddsvolymer som skapas i BGG-systemens öppna förstärkningslager utgör likaledes en viktig bidragande orsak till att dessa system fungerar väl som ståndort för vegetation, vilket företrädesvis är av relevans för träd- och buskvegetation som utvecklar voluminösa rotsystem<sup>177</sup>.

I likhet med andra gröna infrastrukturlösningar kan ett införlivande av BGG-system i ett urbant rum medföra en mångfald av mervärden utöver den ovannämnda primära funktionaliteten gällande dagvattenhantering, trafikbeständighet och goda växtbäddsförhållanden. BGG-systemen kan exempelvis ge upphov till förhöjda estetiska och miljöpsykologiska värden, påfyllnad av grundvatten, sänkta temperaturer som skapar behagligare urbana rum samt ekonomiska besparingar genom utnyttjande av tak- och dräneringsvatten för självverkande bevattning av urban vegetation. Huruvida sådana sekundära funktioner uppstår beror emellertid på utformningen av systemets marknivåförlagda delar<sup>178</sup>.

Den brist som nämns i avsnitt 1.1, vilken avser planeringsrelaterade riktlinjer för placeringsmässig lämplighetsbedömning av öppna infrastrukturlösningar i allmänhet, gäller även med avseende på BGG-system<sup>179</sup>. Standarder och riktlinjer som tagits fram för att ge stöd vid implementering av detta tekniska system avser i huvudsak dess detaljutformning, medan planeringsrelaterade frågor av mer översiktlig och strategisk beskaffenhet, såsom var systemen lämpligen placeras, inte utforskats i någon större omfattning<sup>180</sup>. Således görs bedömningen att det är av relevans att utveckla ett planeringsstöd för placeringsmässig lämplighetsbedömning av BGG-system.

---

<sup>168</sup> Hellman 2017; Thynell och Fridell 2019.

<sup>169</sup> Se avsnitt 1.5.

<sup>170</sup> Thynell och Fridell 2019.

<sup>171</sup> Se avsnitt 1.5; Thynell och Fridell 2019.

<sup>172</sup> Thynell och Fridell 2019.

<sup>173</sup> Ibid.

<sup>174</sup> Ibid.

<sup>175</sup> Ibid.

<sup>176</sup> Ibid.

<sup>177</sup> Ibid.

<sup>178</sup> Ibid.

<sup>179</sup> Ibid.

<sup>180</sup> Ibid.

## 2.2 Rumsliga beslut

Inom föreliggande avsnitt presenteras en teoretisk genomgång av rumsliga beslutsstöd, flerkriteriebaserade beslutsanalyser och geografiska informationssystem.

### 2.2.1 Rumsliga beslutsstöd och analyser

Ett beslut är ett genomfört val av ett alternativ framför ett eller flera andra alternativ<sup>181</sup>. Även om mångfalden av möjliga beslut är, till synes, ändlös kan de inordnas i fyra huvudsakliga kategorier<sup>182</sup>, nämligen:

1. Valbeslut. Genom ett sådant beslut väljs det enskilt bästa alternativet eller en grupp av likvärdiga eller icke jämförbara alternativ.
2. Sorteringsbeslut. Målsättningen för ett beslut av denna beskaffenhet är att kategorisera möjliga alternativ inom olika definierade grupper.
3. Rangordningsbeslut. Beslut av denna sort syftar till att rangordnas möjliga alternativ från det bästa till det sämsta med hjälp av någon typ av poängsystem.
4. Deskriptiva beslut. Avsikten med dessa är att beskriva olika alternativ och deras konsekvenser. Beslut av denna typ görs ofta i ett tidigt skede inom hanteringen av beslutsproblem.

Inom många beslutssituationer spelar rumsligt betingade egenskaper och attribut en avgörande roll – beslut som fattas i sådana situationer kallas vanligen *rumsliga beslut* (engelska: *spatial decisions*)<sup>183</sup>. Även gällande rumsliga beslut finns en stor mångfald av potentiella karaktärer<sup>184</sup>. Sådana beslut kan exempelvis gälla hanteringen av lokaliseringsproblem, såsom var en butik eller en park bör placeras utifrån ett flertal rumsliga faktorer, eller allokeringsfrågor, vilka exempelvis kan gälla den geografiska fördelningen av polistjänstemän inom en stad eller region<sup>185</sup>.

Beslutsfattande kan, även då det gäller beslut av rumslig beskaffenhet (engelska: *spatial decision-making process*), definieras som en process där beslutsfattare undersöker vilken handling eller lösning som är bäst lämpad för att, utifrån en befintlig situations förutsättningar, nå en önskad målsituation<sup>186</sup>. Processen för att fatta rumsliga beslut är vanligen komplex och multidisciplinär, vilket till stor del beror på den höga grad av osäkerhet och den mångfald av intressen som ofta behöver hanteras och koordineras vid sådant beslutsfattande<sup>187</sup>.

Till följd av den ovannämnda graden av komplexitet kopplat till detta beslutsförfarande, inom vilket en stor mängd olikartat data vanligen behöver insamlas, hanteras och analyseras, fordras ofta datorbaserade verktyg med hög minnes- och analyskapacitet för att uppnå goda resultat<sup>188</sup>. Sådana verktyg benämns vanligtvis *rumsliga beslutsstöd* (engelska: *spatial decision support systems*) och kan definieras som interaktiva datorbaserade system som hjälper användare att uppnå ett mer högeffektivt beslutsfattande vid arbete med rumsliga beslutsproblem<sup>189</sup>. En essentiell

---

<sup>181</sup> Sugumaran och Degroote 2010.

<sup>182</sup> Ishizaka och Nemery 2013.

<sup>183</sup> Sugumaran och Degroote 2010; Ozturk och Batuk 2011.

<sup>184</sup> Sugumaran och Degroote 2010.

<sup>185</sup> Ibid.

<sup>186</sup> Ibid.

<sup>187</sup> Ibid.

<sup>188</sup> Ibid.

<sup>189</sup> Sugumaran och Degroote 2010; Malczewski och Rinner 2015.

aspekt av dessa datorbaserade system är att de innehåller digitala verktyg som användaren kan nyttja för analys av både rumsliga och icke-rumsliga data samt för modellering av rumsliga beslutsproblem<sup>190</sup>.

*Rumslig analys*, vilket utgör en central del inom den rumsliga beslutsfattandeprocessen<sup>191</sup>, är ett fält som utgörs av tekniker och modeller avsedda att undersöka mönster och processer av rumslig beskaffenhet, ofta utifrån data med geografiska egenskaper<sup>192</sup>. Rumsliga analyser kan, speciellt då de utförs som en del av en beslutsfattandeprocess, delas in i två kategorier, nämligen *simulerings-* respektive *optimeringsmodellering*<sup>193</sup>. Dessa kategorier av analysförfarande utgör två vitt skilda angreppssätt för hantering av problem vid beslutsfattande, vilket huvudsakligen beror på deras inbördes divergens gällande utgångspunkt för analysen<sup>194</sup>. Vid rumslig simuleringsmodellering utgår utövaren från en bestämd handling eller ett beslut och undersöker dess konsekvenser inom en rumslig modell av verkligheten, vilka ställs gentemot någon form av övergripande målsättning för att utvärdera handlingen eller beslutet<sup>195</sup>. Detta modelleringsförfarande är således av *deskriptiv* beskaffenhet, vilket innebär att det avses beskriva och förklara egenskaperna hos, samt utfallet av, något – såsom ett rumsligt betingat beslut<sup>196</sup>.

Vid rumslig optimeringsmodellering, å andra sidan, är målsättningen att, utifrån förutbestämda övergripande målsättningar, bestämma den optimala lösningen för ett väldefinierat rumsligt problem<sup>197</sup>. Sådana modelleringsoperationer är således *normativa* – de avses, relativt en viss fråga, bestämma den mest fördelaktiga handlingen av alla tänkbara handlingar utifrån ett urval av kriterier som representeras i modellen<sup>198</sup>. Inom optimeringsmodeller undersöks, på kvantitativt manér, alla möjliga alternativ gentemot dessa utfallsstyrande kriterier, vilket görs för att anträffa det alternativ som innebär en sammantagen maximering av lämplighet med avseende på det behandlade problemet<sup>199</sup>. Optimeringsmodeller som syftar till att bestämma den optimala lösningen utifrån ett enskilt kriterium benämns *enkelkriteriemodeller* (engelska: *single-criterion models*), medan sådana som avses optimera en lösning utifrån två eller fler kriterier kallas för *flerkriteriemodeller* (engelska: *multiple-criteria models*)<sup>200</sup>.

Det rumsliga beslutsproblem, för vilket ett planeringsstöd – eller rumsligt beslutsstöd – har avsetts upprättas inom ramen för föreliggande uppsats, gäller den placeringsmässiga lämpligheten för implementering av BGG-system<sup>201</sup>. Detta problem handlar, med andra ord, om ett rangordningsbeslut avseende översiktlig placeringsmässig optimering för dessa infrastrukturlösningars implementering. Optimeringsmodellering bör därav utgöra det huvudsakliga analytiska angreppssättet för det detta rumsliga beslutsstöd. Vidare bör optimeringsmodelleringen vara av flerkriteriebaserad beskaffenhet, då ett flertal rumsliga faktorer behöver beaktas vid bearbetning av det ifrågasvarande beslutsproblemet. Det rumsliga beslutsstöd som avses utvecklas inom uppsatsen kan således benämnas *flerkriteriebaserat rumsligt beslutsstöd* (engelska: *multiple-criteria spatial decision support system*), och den analysprocess som utgör dess fundament benämns vanligen *flerkriteriebaserad beslutsanalys* (engelska: *multiple-criteria decision analysis*)<sup>202</sup>.

---

<sup>190</sup> Malczewski och Rinner 2015.

<sup>191</sup> Sugumaran och Degroote 2010.

<sup>192</sup> Sugumaran och Degroote 2010; Heywood et al. 2011; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>193</sup> Malczewski och Rinner 2015.

<sup>194</sup> Ibid.

<sup>195</sup> Ibid.

<sup>196</sup> Ibid.

<sup>197</sup> Ibid.

<sup>198</sup> Ibid.

<sup>199</sup> Heywood et al. 2011; Malczewski och Rinner 2015.

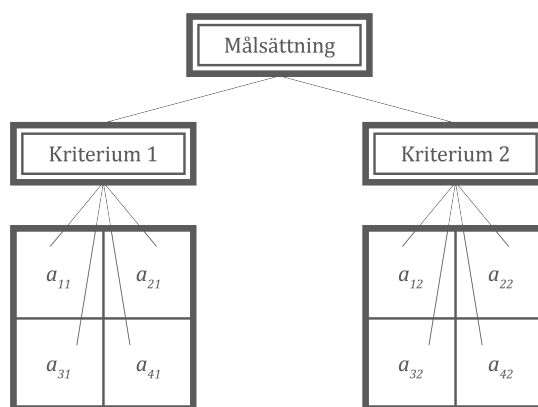
<sup>200</sup> Malczewski och Rinner 2015.

<sup>201</sup> Se avsnitt 1.2.

<sup>202</sup> Belton och Stewart 2002; Malczewski och Rinner 2015.

### 2.2.2 Flerkriteriebaserad beslutsanalys och geografiska informationssystem

Flerkriteriebaserad beslutsanalys (FKBA) är ett samlingsbegrepp för strukturerade angreppssätt avsedda att hjälpa beslutsfattare att bedöma lämpligheten av olika alternativa handlingar eller problemlösningar utifrån ett flertal utvalda, vanligen inkommensurabla, kriterier, mellan vilka det råder ett väsentligt konfliktförhållande<sup>203</sup>. De olika kriterierna inom detta analysförfarande, utarbetas för att representera delmålsättningar kopplade till det beslutsproblem som analysen avses behandla<sup>204</sup>. Lämpligheten hos samtliga beslutsalternativ inom analysen bedöms utifrån varje enskilt kriterium som behandlas, för vilka en viktfordelning upprättas för att representera deras inbördes betydelseförhållanden gentemot det analyserade beslutsproblemet<sup>205</sup>. Dessa bedömningar, baserade på enskilda kriterier, sammanvägas sedan, utifrån den ovan nämnda viktfordelningen, för att avgöra hur väl de olika alternativen presterar gentemot samtliga beaktade kriterier samtidigt<sup>206</sup>. Därigenom görs en samlad bedömning som möjliggör en rangordning av beslutsalternativen utifrån deras lämplighet gentemot alla iakttagna aspekter av det beslutsproblem som behandlas genom analysen<sup>207</sup>. Denna analysprocess tillåter sålunda att avvägningar mellan olika aspekter görs inom en komplex beslutsfattandeprocess i syfte att identifiera de mest lämpliga beslutsalternativen<sup>208</sup>. I figur 2.9 illustreras den hierarkiska struktur för beslutsproblem som vanligen tillämpas inom flerkriteriebaserade beslutsanalyser<sup>209</sup>.



**Figur 2.9.** *Konceptuell illustration av den hierarkiska struktur av ett beslutsproblem som vanligen används inom flerkriteriebaserade beslutsanalyser, där  $a_{ij}$  är värdet av alternativ  $i$  med avseende på kriterium  $j$  ( $i = 1, 2, 3, 4$  och  $j = 1, 2$ ).*

Det finns ett flertal möjliga analysmetoder för FKBA, vilka varierar med avseende på deras komplexitet och tillämpbarhet för olika beslutsområden<sup>210</sup>. Vid valet av analysmetod bör ett flertal aspekter tas i beaktande, såsom (i) typ av beslutsproblem (exempelvis huruvida det gäller ett sorteringsbeslut eller ett rangordningsbeslut), (ii) antalet involverade beslutsfattare, (iii) inom vilken fas av beslutsprocessen som analysen utgörs, (iv) antalet beslutsalternativ som avses utforskas, (v) antalet delmålsättningar inom beslutsproblemet, (vi) analysmetodens kompatibilitet med

<sup>203</sup> Carver 1991; Belton och Stewart 2002; Chakhar och Martel 2006; Rosén et al. 2009; Greene et al. 2011; Heywood et al. 2011.

<sup>204</sup> Carver 1991; Belton och Stewart 2002; Rosén et al. 2009; Greene et al. 2011; Heywood et al. 2011.

<sup>205</sup> Carver 1991; Rosén et al. 2009; Greene et al. 2011; Heywood et al. 2011.

<sup>206</sup> Carver 1991; Belton och Stewart 2002; Rosén et al. 2009; Greene et al. 2011; Heywood et al. 2011.

<sup>207</sup> Ibid.

<sup>208</sup> Ibid.

<sup>209</sup> Malczewski och Rinner 2015.

<sup>210</sup> Dodgson et al. 2009; Rosén et al. 2009; Greene et al. 2011; Malczewski och Rinner 2015.

kriterierna som avses representera dessa delmålsättningar samt (vii) analysmetodens komplexitet och precision i förhållande till komplexiteten och den önskade detaljeringsgraden kopplade till det behandlade beslutsproblemet<sup>211</sup>.

Det beslutsproblem som behandlas inom föreliggande uppsats är ett översiktligt bestämmande av de lämpligaste platserna för att utföra detaljerade utredningar av möjligheterna att implementera BGG-system inom ett studieområde. För detta problem är det viktigt med en analysmetod som är relativt okomplicerad att tillämpa, och som således är lättillgänglig för den mångfald av aktörer och intressenter som lämpligen involveras vid planering av denna typ av infrastrukturimplementering<sup>212</sup>. En enkel analysmetodik minskar dessutom resursbehoven för genomförandet och ökar beslutsprocessens transparens, vilket underlättar kommunikation samt idé- och beslutsförmedling mellan företrädare för olika delaktiga yrkesgrupper, beslutsfattande politiker och andra berörda intressenter. Vidare bör övriga egenskaper hos det ifrågasvarande beslutsproblemet iaktas vid val av analysmetodik – nämligen att det är fråga om ett rangordningsbeslut i ett tidigt och översiktligt skede av beslutsprocessen med ett obestämt antal beslutsalternativ och uppskattningsvis tio behandlade kriterier<sup>213</sup>. För den valda analysmetoden bör det emellertid vara möjligt att utöka antalet behandlade kriterier, om så skulle vara önskvärt i en annan kontext än den som behandlas i uppsatsens fallstudie – detta för att göra planeringsstödet mer allmänt tillämpbart.

Med hänsyn till ovanstående förutsättningar för det beslutsproblem som behandlas inom uppsatsen, har metoden som benämns *linjär additiv metod* (engelska: *linear additive model*, *weighted linear combination* eller *simple additive weighting*) bedömts utgöra ett passande analytiskt angreppssätt för uppsatsens planeringsstöd. Denna metod, vilken är en av de enklaste och mest frekvent tillämpade typerna av flerkriterieanalyser för rumsliga beslutsproblem, möjliggör en lättillgänglig och transparent analysprocess som underlättar disciplinöverskridande samarbete och kommunikation<sup>214</sup>. Den linjära additiva metoden är en metod för *flerattributbaserad beslutsanalys* (engelska: *multiple-attribute decision analysis*)<sup>215</sup>. Detta innebär att den är tillämpbar för beslutsproblem där *flera* beslutsalternativ utvärderas utifrån *flera* kvantitativa attribut eller kriterier för att bestämma hur väl de uppfyller *ett* enskilt huvudsakligt syfte<sup>216</sup>.

Grundprincipen för den linjära additiva metoden är att (i) poängsätta samtliga alternativ utifrån varje kriterium, (ii) standardisera den givna poängen till en skala som är gemensam för alla kriterier, (iii) bestämma viktfordelningen mellan kriterierna, (iv) multiplicera de standardiserade poängen med den relativa vikten av respektive kriterium för samtliga alternativ och (v) summera dessa standardiserade och viktjusterade poäng för de olika kriterierna till ett sammantaget helhetspoäng för varje alternativ<sup>217</sup>. Beslutsregeln<sup>218</sup> för detta analysförfarande kan beskrivas med formeln i ekvation 2.1, där  $S$  är den sammantagna helhetspoängen för varje alternativ,  $a_{ij}$  är det standardiserade värdet för alternativ  $i$  avseende kriterium  $j$ , och  $w_j$  är den normaliserade vikten för kriterium  $j$ <sup>219</sup>. Upplägget för denna metodik kommer att ges en mer utförlig beskrivning nedan.

$$S = \sum_{j=1}^n a_{ij}w_j, \quad i = 1, 2, 3, \dots, m \quad (2.1)$$

<sup>211</sup> Dodgson et al. 2009; Greene et al. 2011.

<sup>212</sup> Se avsnitt 2.1.2.

<sup>213</sup> Se avsnitt 1.2; 1.4; 2.2.1.

<sup>214</sup> Malczewski 2000; Dodgson et al. 2009; Rosén et al. 2009; Heywood et al. 2011; Ozturk och Batuk 2011; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>215</sup> Rosén et al. 2009; Greene et al. 2011; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>216</sup> Ibid.

<sup>217</sup> Dodgson et al. 2009; Rosén et al. 2009; Sugumaran och Degroote 2010; Greene et al. 2011; Ozturk och Batuk 2011; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>218</sup> Se avsnitt 1.5.

<sup>219</sup> Malczewski 2000; Dodgson et al. 2009; Rosén et al. 2009; Ozturk och Batuk 2011; Malczewski och Rinner 2015.

För flerkriteriebaserade rumsliga beslutsstöd är det grundläggande konceptet vanligen är att integrera FKBA med användandet av *geografiska informationsystem (GIS)*<sup>220</sup> – en analysmetodik som kommer att benämnas *GIS-FKBA* inom den fortsatta texten. Principen för GIS-FKBA är att geografiska indata bearbetas och kombineras med preferenser hos beslutsfattare och experter enligt en beslutsregel, vilken görs för att producera kartmaterial med sammanräknade lämplighetsbedömningar som kan ligga till grund för fattande av rumsliga beslut<sup>221</sup>. Inom GIS-FKBA representeras kriterierna som ligger till grund för bedömningen av beslutsalternativ vanligen av olika datalager<sup>222</sup>, vilka kan utgöras av antingen vektor- eller rasterdata<sup>223</sup>. Huruvida vektor- eller rasterdata är det mer passande alternativet beror på egenskaperna hos det objekt eller fenomen som datamodellen avses representera, samt vilka attribut hos detta objekt eller fenomen som är av betydelse för det ifrågavarande analysalternativet<sup>224</sup>. Inom ramen för föreliggande uppsats hanteras ett antal kriterier som kräver behandling av fenomen av kontinuerlig rumslig beskaffenhet, såsom höjddata, vilket gör rasterdata till den mest passande representationsformen för analysens kriterier<sup>225</sup>. De olika kriterierna sammanvägs, inom ramen för en GIS-FKBA, genom överlagring av deras respektive datalager, vilka tilldelas vikter som representerar deras inbördes betydelseförhållande gentemot det behandlade beslutsproblemet<sup>226</sup>. Överlagring av rasterdata baseras på matematiska eller logiska operationer, nämligen elementär eller boolesk algebra, vilka i en GIS-miljö vanligen benämns *kartalgebra* (engelska: *map algebra*)<sup>227</sup>.

Det finns ett flertal GIS-programvaror som kan användas för genomförande av GIS-baserade FKBA<sup>228</sup>. Programvarusviten *ArcGIS Desktop* 10.7.1 som utvecklats av *Environmental Systems Research Institute (Esri)*, vilken innehåller alla nödvändiga verktyg för att utgöra GIS-FKBA enligt linjära additiva metoden<sup>229</sup>, är den överlagset mest använda<sup>230</sup>.

Inom avsnitten 2.2.3 till 2.2.10 presenteras ett stegvist angreppssätt för hantering av rumsliga beslutsproblem med hjälp av en FKBA enligt den linjära additiva metoden applicerat i en rasterbaserad GIS-miljö. Denna stegvisa uppdelning av analysprocessen har huvudsakligen baserats på Dodgson et al.<sup>231</sup>, Malczewski<sup>232</sup> samt Malczewski och Rinner<sup>233</sup>, men innehåller likaledes uppslag hämtade från Heywood et al.<sup>234</sup>, Sugumaran och Degroote<sup>235</sup>, Chakhar och Martel<sup>236</sup>, Greene et al.<sup>237</sup>, Ozturk och Batuk<sup>238</sup> samt Carver<sup>239</sup>. Ifrågavarande struktur för analysförfarandet kommer att ligga till grund för det planeringsstöd som presenteras under avsnitt 3.1 och appliceras inom en fallstudie i avsnitt 3.2.

---

<sup>220</sup> Malczewski och Rinner 2015.

<sup>221</sup> Greene et al. 2011; Heywood et al. 2011; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>222</sup> Heywood et al. 2011; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>223</sup> Sugumaran och Degroote 2010; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>224</sup> Hall et al. 2003; Sugumaran och Degroote 2010; Heywood et al. 2011; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>225</sup> Sugumaran och Degroote 2010; Heywood et al. 2011.

<sup>226</sup> Hall et al. 2003; Heywood et al. 2011; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>227</sup> Ibid.

<sup>228</sup> Sugumaran och Degroote 2010; Greene et al. 2011.

<sup>229</sup> Greene et al. 2011.

<sup>230</sup> Sugumaran och Degroote 2010.

<sup>231</sup> 2009.

<sup>232</sup> 2000.

<sup>233</sup> 2015.

<sup>234</sup> 2011.

<sup>235</sup> 2010.

<sup>236</sup> 2006.

<sup>237</sup> 2011.

<sup>238</sup> 2011.

<sup>239</sup> 1991.

### 2.2.3 Definiering av beslutsproblem och fastställande av dess kontext

Det första steget i genomförandet av en GIS-FKBA enligt den linjära additiva metoden är att fastlägga analysens syfte – nämligen vilket rumsligt beslutsproblem som avses behandlas<sup>240</sup>. Med en tydligt formulerad målsättning som grund för analysförfarandet underlättas upprätthållandet av önskad riktning för arbetet inom de senare stegen inom processen<sup>241</sup>. För att skapa en adekvat struktur för analysen är det exempelvis avgörande att typen av beslut som avses fattas, såsom ett sorteringsbeslut eller rangordningsbeslut, specificeras med tydlighet<sup>242</sup>. En nulägesbeskrivning av det studerade området med avseende på det ifrågavarande beslutsproblemet bör göras för att göra tydlig åtskillnad mellan utgångsläget och målsceariot, vilket klargör syftet med beslutsanalysen och underlättar identifieringen av lämpliga kriterier för utvärdering av beslutsalternativ<sup>243</sup>.

I detta skede av processen är det viktigt att besluta om vilka aktörer som ska involveras i analysen<sup>244</sup>. En representation av samtliga relevanta intressenter och betydande perspektiv och sakkunskapsområden kopplade till det behandlade beslutsproblemet bör eftersträvas vid valet av involverade aktörer<sup>245</sup>. Förutsättningarna för involvering av aktörer behöver också fastställas – det är viktigt att koordinera denna aktörinvolvering med egenskaperna hos den tillämpade FKBA-metodiken<sup>246</sup>.

### 2.2.4 Identifiering av beslutsalternativ

Att bestämma de möjliga beslutsalternativ som önskas bedömas inom analysen utgör processens andra steg<sup>247</sup>. För rumsliga beslut består beslutsalternativen av en handling kopplad till en viss en geografiskt specificerad plats<sup>248</sup>. Varje enskild rasterpixel utgör ett potentiellt beslutsalternativen inom en rasterbaserad GIS-FKBA, vilket innebär att lämpligheten gentemot det ifrågavarande beslutsproblemet undersöks för samtliga av rastrets pixlar<sup>249</sup>. Antalet behandlade beslutsalternativ inom en sådan analysprocess kan begränsas genom att avgränsa analysen till ett geografiskt definierat studieområde<sup>250</sup>. De kan även begränsas genom att upprätta booleska, rumsligt betingade, avgränsningar – vilka representerar absoluta faktorer – för vad som anses utgöra acceptabla respektive icke-acceptabla beslutsalternativ för det ifrågavarande beslutsproblemet<sup>251</sup>. För en GIS-FKBA appliceras sådana booleska avgränsningar vanligen genom överlagringsoperationer<sup>252</sup>.

### 2.2.5 Identifiering av kriterier för utvärdering av lämplighet hos beslutsalternativ

För att utvärdera de beslutsalternativen som identifierats i föregående steg behöver deras förväntade konsekvenser gentemot det definierade beslutsproblemet bedömas<sup>253</sup>. Till grund för en sådan bedömning behöver kriterier identifieras, vilka utgör måtten för hur väl beslutsalternativens konsekvenser förväntas överensstämma med den

---

<sup>240</sup> Dodgson et al. 2009.

<sup>241</sup> Dodgson et al. 2009; Rosén et al. 2009; Sugumaran och Degroote 2010.

<sup>242</sup> Dodgson et al. 2009.

<sup>243</sup> Ibid.

<sup>244</sup> Ibid.

<sup>245</sup> Ibid.

<sup>246</sup> Ibid.

<sup>247</sup> Dodgson et al. 2009; Sugumaran och Degroote 2010.

<sup>248</sup> Ozturk och Batuk 2011; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>249</sup> Malczewski 2000; Greene et al. 2011; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>250</sup> Carver 1991; Malczewski 2000; Sugumaran och Degroote 2010; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>251</sup> Ibid.

<sup>252</sup> Malczewski 2000.

<sup>253</sup> Dodgson et al. 2009.



upprättade målsättning som ligger till grund för analysen<sup>254</sup>. I en rasterbaserad GIS-miljö representeras kriterierna av datalager bestående av rasterdata, vilka behöver vara av samma upplösning, orientering och ha samma utgångspunkt för att möjliggöra en meningsfull sammanräkning av kriterierna under analysprocessen<sup>255</sup>. De kriterier som tillämpas inom ett GIS-FKBA enligt den linjära additiva metoden måste vara specifikt formulerade och tillåta mätbarhet av beslutsalternativens prestanda i absoluta eller relativa värden<sup>256</sup>. Vidare bör kriterierna omfatta alla relevanta aspekter av det behandlade beslutsproblemet samt vara meningsfullt tillämpbara inom beslutsanalys, vara så få till antalet som möjligt och icke-redundanta för att undvika ”dubbelräkning” av vissa aspekter av beslutsproblemet<sup>257</sup>. Denna analysmetodik kräver likaledes att det råder ett ömsesidigt preferensoberoende mellan kriterierna – alltså att poängsättningen av beslutsalternativen med avseende på ett kriterium kan göras oberoende av detta beslutsalternativs poäng beträffande de andra kriterierna<sup>258</sup>.

Vid identifiering av kriterier för beslutsanalysen kan det vara viktigt att involvera olika aktörer, såsom intressenter som berörs av, och experter med sakkunskap om, beslutsproblemet och dess platsspecifika kontext<sup>259</sup>. Genom att systematisera kriterierna i tematiska grupper underlättas involvering av aktörer även under viktningssprocessen inom analysen<sup>260</sup>; detta eftersom sådan gruppering tillåter att jämförbara kriterier inledningsvis vägs gentemot varandra inom kriteriegrupperna, följt av att viktförhållandet mellan hela kriteriegrupper bestäms<sup>261</sup>.

### 2.2.6 Standardisering av kriterier

För de olika kriterierna inom en FKBA förekommer vanligen olikartade numeriska skalor och enheter, vilket är särskilt vanligt förekommande om kvantitativa data från olika datakällor används inom analysen<sup>262</sup>. För att möjliggöra en meningsfull sammanvägning av alternativbedömningar utifrån olika kriterier inom en sådan beslutsanalys krävs således att kriterierna standardiseras till en gemensam numerisk skala med en kommensurabel måttenhet<sup>263</sup>. För denna typ av värdeomvandling från rådata till jämförbara skalor finns det ett flertal olika tillvägagångssätt, av både linjär och icke-linjär beskaffenhet<sup>264</sup>. Den vanligaste kategorin av GIS-baserade metoder för sådan standardisering benämns *linjär skalomvandling* (engelska: *linear scale transformation*), och den vanligaste metoden inom denna kategori benämns *poängintervallförfarande* (engelska: *score range procedure*)<sup>265</sup>. Genom detta förfarande upprättas en lokal skala som endast omfattar det intervall av icke-standardiserade kriterievärden som finns representerade hos de behandlade beslutsalternativen<sup>266</sup>.

För denna metod är det nödvändigt att uppmärksamma huruvida en maximering eller minimering av kriteriernas värde är av fördel för det ifrågasvarande beslutsproblemet – det vill säga huruvida kriterierna är *nyttokriterier*

<sup>254</sup> Malczewski 2000; Dodgson et al. 2009.

<sup>255</sup> Heywood et al. 2011; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>256</sup> Malczewski 2000; Dodgson et al. 2009; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>257</sup> Dodgson et al. 2009; Rosén et al. 2009; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>258</sup> Malczewski 2000; Dodgson et al. 2009; Rosén et al. 2009; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>259</sup> Dodgson et al. 2009; Rosén et al. 2009; Sugumaran och Degroote 2010; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>260</sup> Se avsnitt 2.2.7.

<sup>261</sup> Dodgson et al. 2009.

<sup>262</sup> Carver 1991; Malczewski 2000; Dodgson et al. 2009; Heywood et al. 2011; Ozturk och Batuk 2011; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>263</sup> Ibid.

<sup>264</sup> Ibid.

<sup>265</sup> Malczewski 2000; Ozturk och Batuk 2011; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>266</sup> Malczewski 2000; Dodgson et al. 2009; Malczewski och Rinner 2015.

(engelska: *benefit criteria*) eller *kostnadskriterier* (engelska: *cost criteria*)<sup>267</sup>. Standardiseringen av nyttokriterier respektive kostnadskriterier enligt poängintervallförfarandet kan beskrivas genom formlerna presenterade i ekvation 2.2 (nyttokriterium) respektive 2.3 (kostnadskriterium), där  $x'_{ij}$  är det standardiserade värdet för beslutsalternativ  $i$  med avseende på kriterium  $j$ ,  $x_{ij}$  är det icke-standardiserade värdet för beslutsalternativ  $i$  med avseende på kriterium  $j$  och  $x_j^{max}$  och  $x_j^{min}$  är det högsta respektive lägsta förekommande icke-standardiserade värdet för kriterium  $j$ <sup>268</sup>.

$$x'_{ij} = \frac{x_{ij} - x_j^{min}}{x_j^{max} - x_j^{min}} \quad (2.2)$$

$$x'_{ij} = \frac{x_j^{max} - x_{ij}}{x_j^{max} - x_j^{min}} \quad (2.3)$$

Genom att definiera gränsvärden kan ett högsta och lägsta acceptabelt värde för respektive kriterium införlivas i standardiseringsprocessen<sup>269</sup>. Sådana gränsvärden kan behövas för att skapa ett ömsesidigt preferensoberoende mellan kriterierna<sup>270</sup>. Det är emellertid viktigt att alla beslutsalternativ med ett värde som faller utanför dessa gränsvärden exkluderas innan upprättande av en standardiserad skalan för ett kriterium, så att skalan enbart innefattar värden från det lägsta till det högsta acceptabla värdet<sup>271</sup>.

Ett övre eller undre gränsvärde – vid vilket ökning (nyttokriterium) eller minskning (kostnadskriterium) av det icke-standardiserade värdet upphör att medföra en högre prestanda för beslutsalternativen gentemot beslutsproblemet – kan likaledes behöva identifieras för somliga kriterier. För sådana kriterier bör alla beslutsalternativ, vilka har ett icke-standardiserat värde som över- eller underskrider dessa gränsvärden, antas ha ett icke-standardiserat värde som är lika med det ifrågasvarande gränsvärdet vid standardisering enligt ekvation 2.2 eller 2.3. Vidare kan analysprocessen underlättas genom att den standardiserade skalan, i stället för att vara steglös, delas in i ett lämpligt antal steg, vilka representerar jämna intervall av potentiella standardiserade värden för beslutsalternativ enligt ekvation 2.2 respektive ekvation 2.3<sup>272</sup>. För fastläggandet av lämpliga gränsvärden och skalsteg kan det vara fördelaktigt att involvera aktörer med sakkunskap gällande det kriterium som avses standardiseras<sup>273</sup>.

Vid standardisering av kriterier som mäts enligt nominalskalor krävs ett annat standardiseringsförfarande än det som beskrivits ovan. Inom detta bedöms varje icke-standardiserat värde som förekommer hos de behandlade beslutsalternativen utifrån den, för beslutsanalysen, kriteriegemensamma standardskalan. För kriterier med ett optimalt icke-standardiserat värde – där både ett längre eller högre värde än det optimala innebär en lägre lämplighet jämfört med det optimala värdets lämplighetsnivå – behöver poängintervallförfarandet ersättas med en icke-linjär standardiseringsmetod. I sådana fall kan det optimala värdet ges det högsta värdet på den standardiserade skalan, medan ett högre eller lägre icke-standardiserat värde ges ett lägre standardiserat värde.

<sup>267</sup> Carver 1991; Malczewski 2000; Dodgson et al. 2009; Heywood et al. 2011; Ozturk och Batuk 2011; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>268</sup> Carver 1991; Malczewski 2000; Ozturk och Batuk 2011; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>269</sup> Malczewski 2000; Dodgson et al. 2009; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>270</sup> Dodgson et al. 2009.

<sup>271</sup> Malczewski 2000; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>272</sup> Ibid.

<sup>273</sup> Chakhar och Martel 2006; Dodgson et al. 2009; Malczewski och Rinner 2015.

### 2.2.7 Definiering av inbördes viktförhållande mellan kriterier

Inom en rumslig beslutsanalys behandlas vanligen kriterier som, enligt beslutsfattarna, anses vara av varierande betydelse för det ifrågavarande beslutsproblemet<sup>274</sup>. Till följd av detta bör vikter allokeras till de identifierade kriterierna inom analysen, vilket möjliggör en specificering av deras upplevda betydelse gentemot beslutsproblemet ställt i relation till övriga behandlade kriterier<sup>275</sup>. För detta förfarande finns ett flertal etablerade tillvägagångssätt, av vilka *rangordningsmetoden*, *betygsättningsmetoden* eller *parvis jämförelse* utgör de mest frekvent använda inom GIS-baserade FKBA<sup>276</sup>. Definieringen av kriterievikter följer emellertid, oberoende av vilken metodik som tillämpas, vanligen ett antal generella regler<sup>277</sup>, vilka beskrivs nedan inom nästföljande paragraf.

Ett högre viktvärde för ett kriterium ska representera en högre betydelse gentemot det behandlade beslutsproblemet<sup>278</sup>. Kriterieviktningprocessen bör grundas på expertisen hos aktörer med sakkunskap gällande de behandlade kriterierna och de platsspecifika förutsättningarna för det studieområde som avses analyseras<sup>279</sup>. För att bli meningsfullt användbara måste vikterna mätas enligt en kvotskala, vilket innebär att exempelvis ett kriterium ( $j_1$ ) som bedöms vara dubbelt så betydelsefullt som ett annat ( $j_2$ ) måste ges ett dubbelt så högt viktvärde ( $w$ ); detta enligt  $w_{j_1} = 2w_{j_2}$ <sup>280</sup>. För kriterievikterna ( $w_1, w_2, \dots, w_b, \dots, w_n$ ) används brukligen ett värde mellan 0 och 1, vilka vanligen normaliseras så att summan av viktvärdena för samtliga kriterier är 1; detta presenteras i ekvation 2.4 respektive ekvation 2.5 där  $w_j$  är viktvärdet för kriterium  $j$ <sup>281</sup>.

$$0 \leq w_j \leq 1 \quad (2.4)$$

$$\sum_{j=1}^n w_j = 1 \quad (2.5)$$

Betygsättningsmetoden är en relativt okomplicerad viktdefinieringsmetodik som innebär att den relativa vikten för respektive kriterium uppskattas utifrån en förutbestämd betygsskala; exempelvis kan en skala från 0 till 100 användas<sup>282</sup>. Det mest betydelsefulla kriteriet tillskrivs det högsta betyget på den denna skala (100 för ovanstående exempel)<sup>283</sup>. Proportionerliga betyg ges sedermera till de övriga, mindre betydelsefulla kriterierna genom att ställa dessa i relation till det mest betydelsefulla kriteriet<sup>284</sup>. Denna procedur fortskrider tills det minst betydelsefulla kriteriet givits ett betyg<sup>285</sup>. Slutligen normaliseras betygen till viktvärden i enlighet med ekvation 2.6, där  $w_j$  är det normaliserade viktvärdet för kriterium  $j$  och  $w_j^*$  är betyget för kriterium  $j$  enligt den ovannämnda betygsskalan.

<sup>274</sup> Carver 1991; Malczewski 2000; Chakhar och Martel 2006; Dodgson et al. 2009; Greene et al. 2011; Ozturk och Batuk 2011; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>275</sup> Ibid.

<sup>276</sup> Carver 1991; Malczewski 2000; Chakhar och Martel 2006; Greene et al. 2011; Ozturk och Batuk 2011; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>277</sup> Ozturk och Batuk 2011; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>278</sup> Malczewski och Rinner 2015.

<sup>279</sup> Dodgson et al. 2009; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>280</sup> Malczewski och Rinner 2015.

<sup>281</sup> Ozturk och Batuk 2011; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>282</sup> Greene et al. 2011; Ozturk och Batuk 2011; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>283</sup> Ozturk och Batuk 2011; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>284</sup> Ibid.

<sup>285</sup> Ibid.

$$w_j = \frac{w_j^*}{\sum_{j=1}^n w_j^*} \quad (2.6)$$

Beslutsanalysens kriterier kan, vilket nämndes i avsnitt 2.2.5, indelas i tematiska grupper av jämförbara kriterier för att underlätta viktutdelningsprocessen. Om en sådan indelning sker, kan definieringen av viktförhållande mellan de behandlade kriterierna ske på olika nivåer – en inbördes viktfordelning kan upprättas mellan kriterierna inom respektive grupp samtidigt som en överordnad viktfordelning mellan kriteriegrupperna definieras<sup>286</sup>.

### 2.2.8 Upprättande av datalager för standardiserade och viktade kriterier

Nästföljande steg inom analysprocessen för en GIS-FKBA enligt den linjära additiva metoden är att upprätta datalager som representerar de standardiserade kriterierna och är justerade enligt den viktfordelningen som definierats i föregående steg<sup>287</sup>. I förevarande fall tillämpas representation av de behandlade kriterierna genom rasterdata, vilket nämnts ovan. I den rasterbaserade GIS-miljön standardiseras de kriterierepresentanterna genom kartalgebraiska operationer där indatavärdet för varje behandlad rasterpixel – vilka representerar de möjliga beslutsalternativen<sup>288</sup> – ges ett standardiserat värde enligt ekvation 2.2 för nyttokriterier respektive ekvation 2.3 för kostnadskriterier<sup>289</sup>. Den definierade viktfordelningen mellan kriterierna införlivas sedermera i dessa standardiserade datalager genom fortsatta kartalgebraiska operationer, genom vilka de ingående standardiserade värdena för varje enskild rasterpixel inom samtliga datalager multipliceras med det normaliserade viktvärde för det kriterium som datalagret representerar<sup>290</sup>.

Det är viktigt att ta hänsyn till att ett rasterbaserat GIS-FKBA, i likhet med andra rasterbaserade rumsliga analyser, är zonindelnings- och skalberoende, vilket innebär att dess resultat påverkas av vilken rasterupplösning och -orientering samt form på måtenheter (rasterpixlar) som tillämpas för analysens datalager<sup>291</sup>. Detta fenomen benämns vanligen *modifierbar areaenhet-problemet (MAEP)* (engelska: *the modifiable areal unit problem (MAUP)*)<sup>292</sup>. Den rasterupplösning som tillämpas inom en GIS-baserad beslutsanalys bör, för att skapa förutsättningar för att generera ett så korrekt resultat som möjligt, anpassas efter den operativa skalan för det behandlade beslutsproblemet<sup>293</sup>. Beslutsproblem, som i huvudsak påverkas av processer av översiktlig beskaffenhet, hanteras brukligen genom analys av data med en lägre upplösning, medan högupplösta data vanligen bör användas för analys av detaljerade beslutsproblem<sup>294</sup>. Vid identifiering av en lämplig rasterupplösning för analys av ett givet beslutsproblem bör i huvudsak tre aspekter beaktas, nämligen att (i) den rasterupplösning som ger en maximal värdesintervall för beslutsalternativen gentemot de beaktade kriterierna bör väljas, (ii) analysens rasterupplösning inte bör vara högre än upplösningen hos den underliggande källdata som används och (iii) rasterupplösningen inte bör vara så hög att detta utgör ett hinder för analysens genomförande<sup>295</sup>. I regel ger en högre upplösning ett större kriterievärdesintervall

<sup>286</sup> Dodgson et al. 2009.

<sup>287</sup> Malczewski 2000; Sugumaran och Degroote 2010; Heywood et al. 2011; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>288</sup> Malczewski 2000; Greene et al. 2011; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>289</sup> Malczewski 2000; Heywood et al. 2011; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>290</sup> Se ekvation 2.6; Heywood et al. 2011; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>291</sup> Malczewski 2000; Heywood et al. 2011; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>292</sup> Ibid.

<sup>293</sup> Malczewski 2000; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>294</sup> Ibid.

<sup>295</sup> Malczewski 2000; Heywood et al. 2011; Malczewski och Rinner 2015.

för beslutsalternativen<sup>296</sup>. Detta innebär att en så hög rasterupplösning som möjligt, vilken emellertid inte står i konflikt med de ovanstående utsagorna under (ii) respektive (iii), i regel att föredra inom en GIS-FKBA<sup>297</sup>.

### 2.2.9 Sammanräkning av standardiserade och viktjusterade datalager

För att generera ett helhetsvärde som representerar den sammantagna lämpligheten för varje rasterpixel, eller beslutsalternativ, behöver de standardiserade och viktjusterade datalager som representerar beslutsanalysens kriterier sammanräknas<sup>298</sup>. Detta görs, i enlighet med beslutsregeln som presenterades i ekvation 2.1, genom en summering av beslutsalternativens värde gentemot samtliga kriterier<sup>299</sup>. I ett GIS-sammanhang genomförs detta steg, i likhet med förgående steg, vanligen med hjälp av verktyg för kartalgebraiska överlagring<sup>300</sup>.

När de standardiserade och viktjusterade värdena för respektive datalager summerats till ett helhetsvärde för samtliga behandlade områden representerade av rasterpixlar kan dessa rangordnas enligt deras lämplighet gentemot det behandlade beslutsproblemet – utifrån denna rangordning kan de lämpligaste beslutsalternativen identifieras<sup>301</sup>. Denna summering av rasterpixlarnas värden utifrån de olika kriterierna möjliggör likaledes att beslutsalternativen, med hjälp av GIS-verktyg för *omklassificering* (engelska: *reclassification*), sorteras i kategorier utifrån deras helhetsvärde, vilket exempelvis tillåter att en grupp av lämpliga beslutsalternativ selekteras<sup>302</sup>.

Om högupplösta rasterdatalager tillämpas för analysen kan det vara nödvändigt att generalisera resultatet genom att aggregera rasterpixlarna inom det sammanräknade datalagret för att göra det mer ändamålsenligt gentemot det beslutsproblem som behandlas genom analysen<sup>303</sup>. Detta innebär att rasterpixlarna och deras värde kombineras till större sammanhängande geografiska enheter, och att det på så sätt skapas ett raster med lägre upplösning och detaljeringsgrad<sup>304</sup>. Detta kan exempelvis vara aktuellt om datan behöver förenklas och göras mer överskådlig eller om beslutsproblemet avser rumsliga objekt eller fenomen vars geografiska utbredning överskrider den area som representeras av rasterpixlarna<sup>305</sup>. För att bestämma den geografiska formen hos aggregerade zoner av rasterpixlar kan ett flertal olika klassificeringsprinciper, eller klassintervallsystem, tillämpas, varav uppdelning i klasser baserade på *lika intervall*, *naturliga brytpunkter* och *lika antal (percentil)* är några av de vanligast förekommande<sup>306</sup>. Aggregeringen kan likaledes göras i kvadratiske zoner som bildar ett rutnät, vilket kan vara tillräckligt om syftet med aggregeringen är att generalisera datan för att göra den mer överskådlig.

### 2.2.10 Känslighetsanalys

Resultatet av GIS-baserade beslutsanalyser av ovan beskriven beskaffenhet präglas av mer eller mindre ansenlig osäkerhet till följd av den subjektivitet som ligger bakom exempelvis val av beslutsregel, kriterieviktning och

<sup>296</sup> Malczewski 2000; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>297</sup> Ibid.

<sup>298</sup> Carver 1991; Malczewski 2000; Dodgson et al. 2009; Rosén et al. 2009; Sugumaran och Degroote 2010; Greene et al. 2011; Heywood et al. 2011; Ozturk och Batuk 2011; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>299</sup> Malczewski 2000; Dodgson et al. 2009; Rosén et al. 2009; Ozturk och Batuk 2011; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>300</sup> Malczewski 2000; Heywood et al. 2011; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>301</sup> Malczewski 2000; Dodgson et al. 2009; Sugumaran och Degroote 2010; Heywood et al. 2011; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>302</sup> Heywood et al. 2011.

<sup>303</sup> Malczewski 2000; Hall et al. 2003; Heywood et al. 2011.

<sup>304</sup> Ibid.

<sup>305</sup> Malczewski 2000; Heywood et al. 2011.

<sup>306</sup> Hall et al. 2003; Heywood et al. 2011.

poängsättning av beslutsalternativ<sup>307</sup>. I syfte att undersöka resultatets – det vill säga den sammanräknade lämplighetsbedömningen av beslutsalternativen – robusthet bör således en känslighetsanalys genomföras som en delprocess inom beslutsanalysen<sup>308</sup>. En sådan analys syftar till att undersöka hur analysens utdata (rangordning av beslutsalternativ) påverkas av förändringar av dess indata (exempelvis kriterievikter eller standardiserade kriterievärden) eller förändringar av analysens databehandling (exempelvis vilken beslutsregel eller metodik för dataaggregering som tillämpas)<sup>309</sup>. Kriterieviktningprocessen är en av de delmoment inom en FKBA som är mest angelägna att undersöka genom en känslighetsanalys; detta då denna process präglas av en hög grad av subjektivitet, samtidigt som kriterievikterna vanligen har en jämförelsevis stor påverkan på analysens utfall<sup>310</sup>. Effekten av förändrade kriterievikter på beslutsanalysens utfall är följaktligen den överlägset vanligaste typen av känslighetsanalys inom GIS-baserad flerkriteriemodellering<sup>311</sup>.

Inom en GIS-FKBA undersöks vanligen resultatets känslighet för förändringar av kriterievikter genom en känslighetsanalys som utförs i enlighet med *en-åt-gången-metodiken* (engelska: *one-at-a-time method*), vilket innebär att mindre förändringar görs av det normaliserade viktvärdet<sup>312</sup> för ett av kriterierna åt gången<sup>313</sup>. Hur stora avvikelser från det definierade viktvärdet som bör undersökas genom känslighetsanalysen kan bestämmas genom att beaktörerna, vilka är involverade inom viktdefinieringsprocessen, att ange ett numeriskt värde för osäkerheten i deras bedömning av viktförhållande<sup>314</sup>. Ett normaliserat viktvärde  $w_j$  för kriterium  $j$  kan exempelvis ges ett numeriskt osäkerhetsintervall  $\pm 0,15$ , då  $0 \leq w_j \leq 1$ <sup>315</sup>. Då viktvärdena behöver normaliseras i enlighet med ekvation 2.5 måste även viktvärdet för övriga kriterier ändras inom känslighetsanalysen – deras inbördes viktförhållande ska emellertid upprätthållas<sup>316</sup>. Vid känslighetsanalysen bör även ekvation 2.4 höras genom att inte låta kriteriernas viktvärde anta ett numeriskt värde lägre än 0 eller större än 1. Genom en känslighetsanalys av sådan beskaffenhet som beskrivits ovan kan beslutsalternativens robusthet gentemot osäkerhet i kriterieviktning undersökas<sup>317</sup>. Beslutsalternativ som har ett relativt högt helhetsvärde oberoende av förändringar av kriteriernas viktvärde inom osäkerhetsintervallet kan anses ha en robust lämplighet gentemot det ifrågavarande beslutsproblemet<sup>318</sup>.

---

<sup>307</sup> Carver 1991; Dodgson et al. 2009; Rosén et al. 2009; Chen et al. 2011; Heywood et al. 2011; Ozturk och Batuk 2011; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>308</sup> Carver 1991; Chakhar och Martel 2006; Dodgson et al. 2009; Rosén et al. 2009; Chen et al. 2011; Greene et al. 2011; Heywood et al. 2011; Ozturk och Batuk 2011; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>309</sup> Ibid.

<sup>310</sup> Rosén et al. 2009; Heywood et al. 2011; Ozturk och Batuk 2011; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>311</sup> Malczewski och Rinner 2015.

<sup>312</sup> Se avsnitt 2.2.7.

<sup>313</sup> Ozturk och Batuk 2011; Chen et al. 2011; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>314</sup> Carver 1991; Chen et al. 2011.

<sup>315</sup> Ibid.

<sup>316</sup> Chen et al. 2011.

<sup>317</sup> Carver 1991; Greene et al. 2011; Ozturk och Batuk 2011; Malczewski och Rinner 2015.

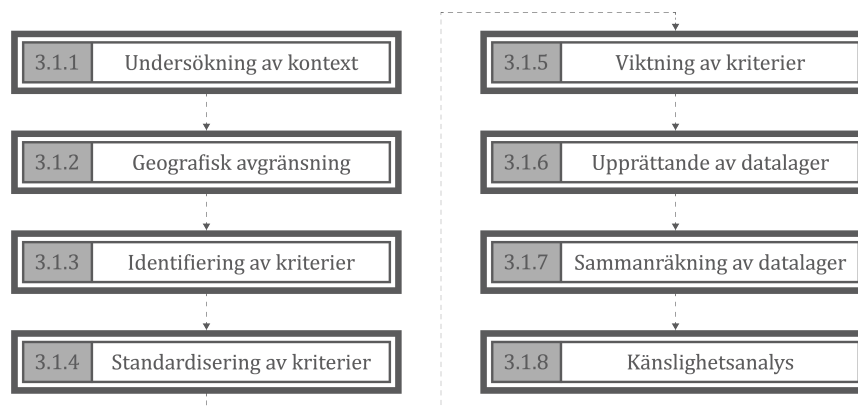
<sup>318</sup> Ibid.

## 3 Lämplighetskartläggning för implementering av BGG-system

I denna del av uppsatsen presenteras det planeringsstöd som utvecklats inom ramen för föreliggande uppsats (avsnitt 3.1), samt dess fallstudieapplicering inom området Slottsstaden i Malmö tätort (avsnitt 3.2).

### 3.1 Planeringsstöd för kartläggning av lämpliga placeringar för BGG-system

Det rumsliga beslutsstöd som presenteras inom förevarande avsnitt avses utgöra ett stöd för att översiktligt kartlägga lämpliga placeringar för implementering av BGG-system inom en urban kontext. Beslutsstödet ämnas således tjäna som ett svar på den första frågan (1a till 1d) inom frågeställningen som presenteras i avsnitt 1.2. Detta planeringsstöd utgörs av en stegvis uppdelad analysprocess, vilken illustreras översiktligt i figur 3.1 och beskrivs mer ingående i avsnitten 3.1.1 till 3.1.8. Med stöd i utsagorna inom avsnitt 2.2.2 tillämpas en rasterbaserad GIS-FKBA enligt den linjära additiva metoden, baserad på den teorigenomgång som presenteras i avsnitt 2.2, som grund för planeringsstödet analysförfarande. För de databehandlings- och -organiseringsoptioner som beskrivs inom nedanstående redogörelser för planeringsstödet analyssteg bör programvarusviten *ArcGIS Desktop 10.7.1*, eller en GIS-programvara med motsvarande funktionalitet, användas.



Figur 3.1. Översiktligt flödesschema över planeringsstödet analysprocess.

#### 3.1.1 Undersökning av studieområdets dagvattenrelaterade kontext

Planeringsstödet analysprocess bör inledas med en undersökning av platsspecifika förutsättningar med betydelse för dagvattenhanteringen inom området som avses analyseras. Denna nulägesbeskrivning av det studerade området syftar till att underlätta arbetet vid påföljande moment inom analysprocessen, och då i synnerhet avgränsningen av antalet möjliga placeringar, identifieringen av lämpliga kriterier och viktillskrivning till de olika kriterierna. Till stöd för denna typ av undersökning kan kommunala dagvattenstrategier och översiktsplaner med fördel användas. Det kan likaledes vara av intresse att inhämta information från kommunala tjänstemän verksamma inom olika kommunala avdelningar, såsom sådana som arbetar med VA-frågor, fysisk planering, park- och gatumiljöer samt översiktliga strategiska frågor.

Inom detta skede av analysprocessen bör lämpliga aktörer för involvering vid alternativsavgrensning, kriterieurval och -viktning identifieras. Även i detta avseende är det, till följd av BGG-systemens funktionsmässiga pluralism, av fördel om de medverkande aktörerna representerar flera aspekter av det breda spektrum av intressen och perspektiv

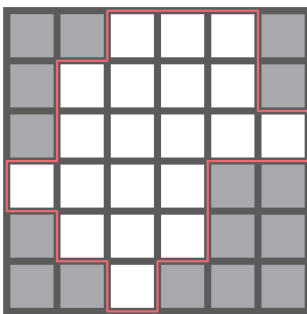
### 3 Lämplighetskartläggning för implementering av BGG-system

som kan kopplas till placeringen av dessa infrastruktursystem. Det kan exempelvis vara gynnsamt att involvera kommunala tjänstemän som arbetar med fysisk planering samt VA-, gata- och parkverksamhet. En aktör med sakkunskap gällande BGG-system, samt de hydrotekniska kriterier som bör beaktas vid avgörande av platsers ändamålsenlighet för implementering av dessa system, bör involveras i analysförfarandet. Involveringen av aktörer i analysprocessen bör likväl inte överskrida en sådan omfattning att detta medför ett opåkallat försvårande av analysens genomförande.

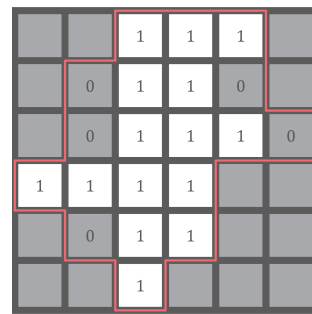
#### 3.1.2 Begränsning av möjliga placeringar genom geografisk avgränsning

För att rikta flerkriterieanalysen inom planeringsstödet till ett område där det bedöms vara intressant att undersöka möjligheterna att implementera BGG-implementering bör ett geografiskt definierat studieområde upprättas, vilket lämpligen sker i samråd med en aktör som besitter platsspecifik sakkunskap gällande dagvattenhantering. Detta kan exempelvis vara någon som arbetar med strategiska VA-frågor hos den kommun där analysen avses utgöras. Kommunala dagvattenstrategiska dokument, såsom skyfallsplaner eller dagvattenplaner, kan även tagas till hjälp vid fastläggande av ett studieområde för analysen – exempelvis kan analysen riktas mot identifierade problemområden gällande skyfallsrelaterad översvämning eller dagvattenrelaterad föroreningstransport. Det fastställda studieområdet digitaliseras och används sedermera för att avgränsa den geografiska utsträckningen för analysens övriga data. Principen för avgränsning av analysen till ett definierat studieområde presenteras i figur 3.2.

Genom rådsläende med aktörer som besitter sakkunskap gällande BGG-systemen och dess implementering i urban miljö bör eventuella booleska geografiska avgränsningar<sup>319</sup> definieras – se figur 3.3. För de avgränsningar som definieras behöver erforderliga data erhållas, varpå denna data bearbetas för att motsvara avgränsningarnas definition och sedermera rasteras för att kunna appliceras inom den rasterbaserade analysen genom överlagring.



**Figur 3.2.** Schematisk illustration av hur antalet behandlade placeringar inom analysen kan begränsas till ett geografiskt definierat studieområde.



**Figur 3.3.** Illustration av principen för alternativbegränsning genom booleska geografiska avgränsningar. Rutor markerade med 0 representerar icke-acceptabla placeringalternativ, medan de som är markerade med 1 är acceptabla.

<sup>319</sup> Se avsnitt 2.2.4.



### 3.1.3 Identifiering av kriterier

I samråd med involverade aktörer, såsom kommunala tjänstemän inom VA-verksamhet och sakkunniga gällande BGG-system, behöver de kriterier som kommer att användas för bedömning av de olika platsalternativens lämplighet för implementering av BGG-system identifieras och specificeras. Det urval av kriterier som avses användas för analysen behöver uppfylla de krav som presenteras inom avsnitt 2.2.5. Vidare bör endast kriterierna för vilka analytikern kan erhålla erforderligt underlag, i form av geografiska data, väljas för analysen.

Kriterierna delas med fördel upp i tematiska grupper för att underlätta den förestående viktfordelningen dem emellan – se tabell 3.1.

**Tabell 3.1.** Tabell som illustrerar indelningen av identifierade kriterier ( $j_1, j_2, \dots, j_5$ ) i tematiska grupper. För de icke-standardiserade kriterierna förekommer vanligen olikartade numeriska skalor och måttenheter.

| Kriteriegrupp | Kriterium | Måttenhet |
|---------------|-----------|-----------|
| Grupp 1       | $j_1$     | x         |
|               | $j_2$     | y         |
| Grupp 2       | $j_3$     | z         |
|               | $j_4$     | z         |
|               | $j_5$     | x         |

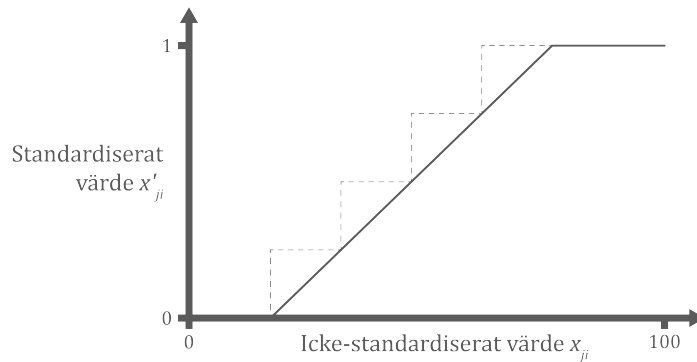
### 3.1.4 Standardisering av kriterier

De identifierade kriterierna från föregående steg i analysförfarandet behöver standardiseras till en gemensam numerisk skala med en kommensurabel måttenhet – vilken inom ramen för detta planeringsstöd är en skala som avser lämplighetsgrad för implementering av BGG-system. Som ett första steg i denna process behöver eventuella gränsvärden som representerar de högsta och lägsta acceptabla icke-standardiserade värdena för respektive kriterium definieras. Detta görs med fördel i samråd med någon som äger sakkännedom om det kriterium som avses standardiseras. Gränsvärden för när ökande eller minskande kriterievärden upphör att medföra en högre lämplighet för BGG-implementering kan behöva upprättas för somliga kriterier, vilket bör införlivas i analysens kriterie-standardiseringsprocess enligt beskrivningen i avsnitt 2.2.6. Kriterievärdena standardiseras sedan till den gemensamma skalan för implementeringslämplighet för BGG-system enligt standardiseringsmetoden *poängintervallförfarande* – detta förfarande beskrivs inom avsnitt 2.2.6 samt genom ekvation 2.2 respektive 2.3.

För standardisering av kriterier som mäts enligt nominalskalor krävs ett annat tillvägagångssätt, inom vilket varje icke-standardiserat värde som förekommer hos de behandlade beslutsalternativen bedöms utifrån den, för beslutsanalysen, kriteriegemensamma standardskalan. För kriterier med ett optimalt icke-standardiserat värde, med fallande lämplighet över och under detta optimum, tillämpas en icke-linjär standardiseringsmetodik i enlighet med utsagorna i avsnitt 2.2.6.

Den standardiserade skalan bör delas in i ett adekvat antal steg, vilka representerar jämna intervall av standardiserade värden. För fastställandet av antalet skalsteg som är lämpliga för respektive kriterium kan med fördel en aktör med god kännedom om vederbörande kriterium rådfrågas. Principen för standardisering av kriterier presenteras i figur 3.4.

### 3 Lämplighetskartläggning för implementering av BGG-system



**Figur 3.4.** *Principen för standardisering av kriterier.* Linjediagram som visar principen för standardisering av kriterier – i detta fall ett nyttokriterium – till en gemensam numerisk skala, där  $x'_{ij}$  är det standardiserade värdet för beslutsalternativ  $i$  med avseende på kriterium  $j$  och  $x_{ij}$  är det icke-standardiserade värdet för beslutsalternativ  $i$  med avseende på kriterium  $j$ . För exempelkriteriet i denna figur visas ett lägsta acceptabelt icke-standardiserat värde, samt ett övre gränsvärde för när ett ökande icke-standardiserat värde uppbör att medföra en högre lämplighet för implementering av BGG-system. De streckade linjerna visar den standardiserade skalans stegvisa indelning – i förevarande exempel är skalan indelad i fyra steg.

#### 3.1.5 Definiering av inbördes viktförhållande mellan kriterier

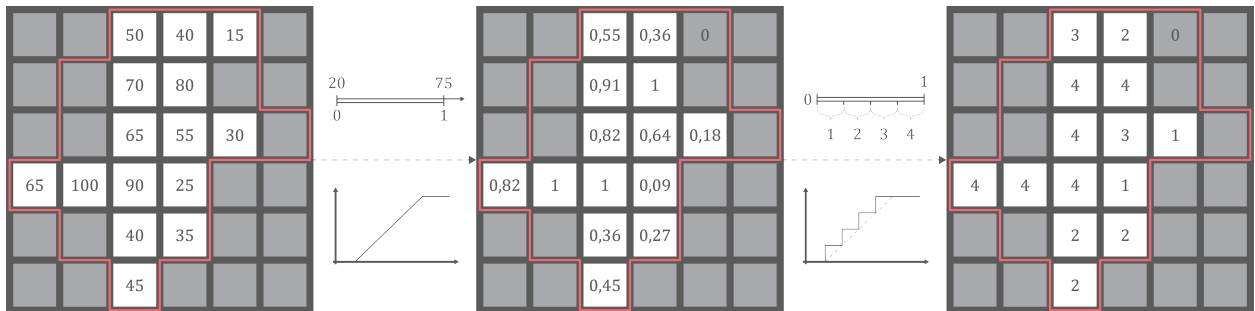
Det inbördes viktförhållandet mellan de identifierade kriterierna behöver fastställas genom en viktallokeringsprocess, vilken syftar till att ge de behandlade kriterierna inom analysmodellen en vikt som motsvarar deras betydelse för den placeringsmässiga lämpligheten för BGG-system i den givna kontexten – se tabell 3.2. Denna viktillskrivning bör ske genom överläggning med sakkunniga aktörer som besitter expertis gällande BGG-system och den, inom fallstudieområdet rådande, situationen gällande dagvattenhantering. Viktdefinieringsmetodiken som benämns *betygsättningsmetoden* tillämpas med fördel för att definiera det inbördes viktförhållandet mellan analysens behandlade kriterier – detta bör göras i enlighet med de utsagor som presenteras i avsnitt 2.2.7 samt ekvation 2.4, 2.5 och 2.6.

**Tabell 3.2.** Tabellbaserad exemplifiering av viktfordelning mellan kriteriegrupper och kriterier, där  $w_g$  är viktvärdet för kriteriegrupp  $g$  enligt den överordnade viktfordelningen mellan kriteriegrupper,  $w_{jg}^*$  är betyget för kriterium  $j$  gentemot övriga kriterier inom grupp  $g$  enligt den tillämpade betygsskalan inom betygsättningsmetoden,  $w_{jg}$  är det normaliserade viktvärdet för kriterium  $j$  gentemot övriga kriterier inom grupp  $g$  enligt betygsättningsmetoden och  $w_j$  är det normaliserade viktvärdet för kriterium  $j$  gentemot övriga kriterier inom samtliga kriteriegrupper. Se avsnitt 2.2.7 för vidare beskrivning av viktdefinieringsprocessen.

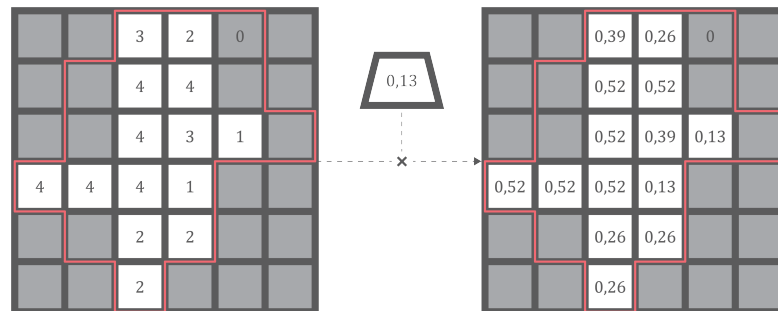
| Kriteriegrupp    | Gruppvikt ( $w_g$ ) | Kriterium | $w_{jg}^*$ | $w_{jg}$ | $w_{jg} w_g = w_j$ |
|------------------|---------------------|-----------|------------|----------|--------------------|
| Grupp 1          | 0,3                 | $j_1$     | 80         | 0,44     | 0,13               |
|                  |                     | $j_2$     | 100        | 0,56     | 0,17               |
| Grupp 2          | 0,7                 | $j_3$     | 60         | 0,31     | 0,22               |
|                  |                     | $j_4$     | 100        | 0,53     | 0,37               |
|                  |                     | $j_5$     | 30         | 0,16     | 0,11               |
| $\Sigma w_g = 1$ |                     |           |            |          | $\Sigma w_j = 1$   |

## 3.1.6 Upprättande av kriteriedatalager

För de identifierade, standardiserade och viktade kriterierna erfordras ett upprättande av rasterbaserade datalager, vilka utgör grunden för planeringsstödet analysmodell. Denna process inleds med att nödvändiga underlagsdata för respektive kriterium insamlas, att dessa, efter behov, bearbetas för att korrespondera med de kriteriedefinitioner som formulerats samt att de rasteras för att möjliggöra sammanräkning genom rasterbaserad överlagring. Detta följs av att värdena hos dessa kriterierepresenteringar rasterlager anpassas efter den standardisering och viktfordelning som utarbetats i tidigare steg inom analysprocessen – något som bör ske i enlighet med de anvisningar som presenteras inom avsnitt 2.2.8. I figur 3.5 och 3.6 presenteras principen för upprättande av kriterierepresenteringar datalager.



**Figur 3.5.** Schematisk illustration av standardiseringsprocessen för de kriterierepresenteringar rasterdatalagren inom analysen. Den insamlade, och eventuellt bearbetade, rådatan för respektive kriterium omvandlas i enlighet med den kriterievärdesstandardisering som utförs under analyssteg 3.1.4. Kriteriet i detta exempel är ett nyttokriterium med ett lägsta acceptabelt icke-standardiserat värde och ett övre gränsvärde för när ett ökande icke-standardiserat värde upphör att medföra en högre lämplighet för implementering av BGG-system. Den standardiserade skalan delas här in i fyra steg som omfattar jämna intervall av standardiserade värden, varpå det standardiserade värdet för de behandlade placeringalternativen omvandlas för att representera dessa skalsteg.



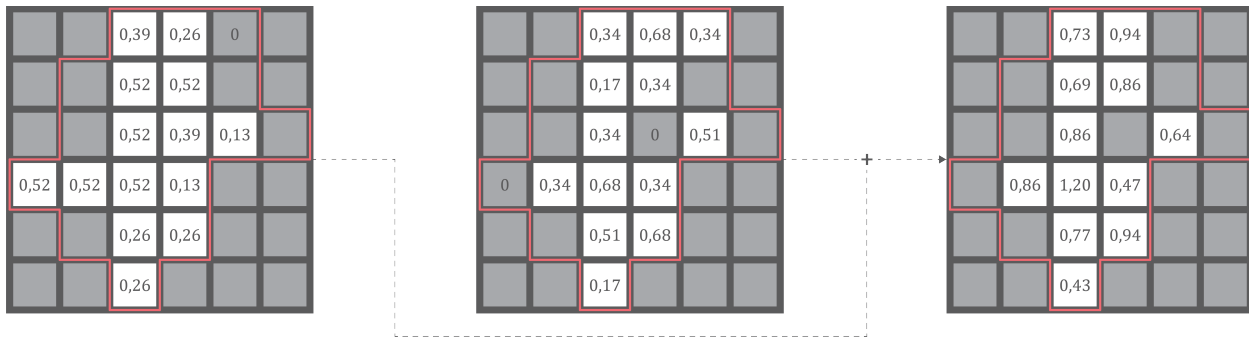
**Figur 3.6.** Införlivandet av viktfordelningen mellan analysens kriterier. Figuren visar principen för införlivandet av den definierade viktfordelningen mellan analysens kriterier i de standardiserade kriterierepresenteringar datalagren. Datalagret som representerar skalsteg av den standardiserade skalan (se figur 3.5) för kriterium  $j$  multipliceras med det normaliserade viktvärdet  $w_j$  för kriterium  $j$ , vilket resulterar i ett standardiserat och viktjusterat datalager som representerar kriterium  $j$ .

## 3.1.7 Sammanräkning av kriteriedatalager

I avsikt att generera ett helhetsvärde som representerar den sammantagna lämpligheten att implementera BGG-system för varje behandlad placering (rasterpixel) inom studieområdet, behöver de datalager som upprättats i föregående steg av analysprocessen sammanräknas. Detta bör göras med hjälp av verktyg för kartalgebraisk rasteröverlagring, vilka finns att tillgå inom programvarusviten *ArcGIS Desktop 10.7.1*. Sammanräkningen bör ske i

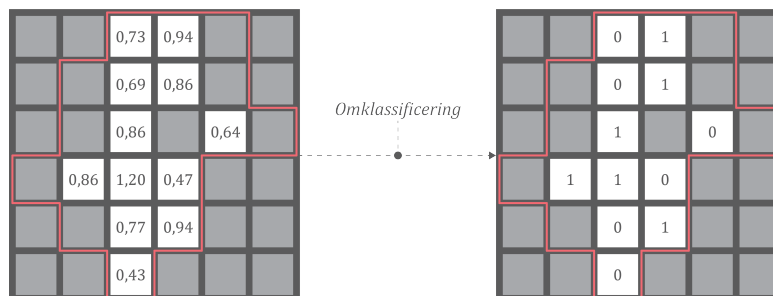
### 3 Lämplighetskartläggning för implementering av BGG-system

enlighet med den beslutsregel som presenteras i ekvation 2.1, samt med utsagorna som presenteras inom avsnitt 2.2.9. Principen för sammanräkningen presenteras i figur 3.7.



**Figur 3.7.** *Exempel som illustrerar principen för sammanräkning av kriterierepresenteringar. I följande exempel summeras, för varje behandlad rasterpixel, kriterievärdena avseende två kriterier för att erhålla ett helhetsvärde som representerar den sammantagna lämpligheten att implementera BGG-system. Helhetsvärdet visas till höger i figuren. Rasterpixelar med värdet 0 för respektive kriterium är icke-acceptabla placeringsalternativ – se analyssteg 3.1.4 – med avseende på det ifrågakvarande kriteriet, och ges således inte något helhetsvärde.*

När ovanstående sammanräkning av kriterierepresenteringar har genomförts bör, det därigenom skapade, datalagret som representerar den sammantagna implementeringslämpligheten för BGG-system bearbetas med hjälp av GIS-verktyg för omklassificering för att selektera placeringarna med det högsta helhetsvärdet. Detta kan exempelvis göras genom att ge placeringar som faller inom den övre kvartilen gällande deras helhetsvärde värdet 1, medan övriga placeringar ges värdet 0. Den andel av det totala antalet placeringar (rasterpixelar) som selekteras genom detta förfarande kan, i avsikt att motsvara de önskemål som finns inom den givna analyskontexten, justeras för att skapa ett snävare eller bredare urval. Ett snävare urval kan exempelvis vara önskvärt om det, inom studieområdet, enbart finns intresse av ett fåtal implementeringar av BGG-system, medan ett intresse för en mångtlig implementering sannolikt gynnas av att selekteringen breddas för att innefatta ett större antal lämpliga placeringar. Den ovan nämnda selekteringsprocessen illustreras i figur 3.8.

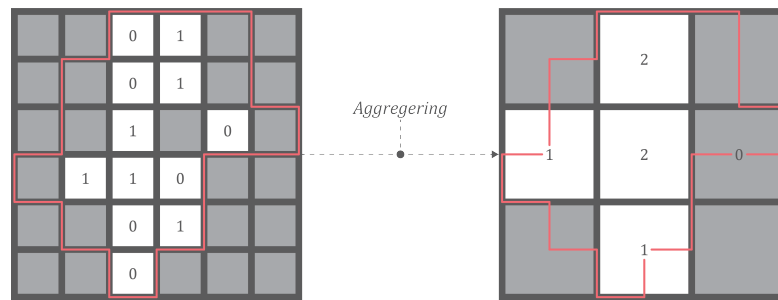


**Figur 3.8.** *Selektion av de lämpligaste placeringarna genom omklassificering. Figur som visar hur de mest lämpliga placeringarna för implementering av BGG-system kan selekteras genom omklassificering av datalagret som representerar det sammanräknade helhetsvärdet (se figur 3.7). I detta exempel har alla placeringar (rasterpixelar) med ett pixelvärde som överskrider medianhelhetsvärdet selekterats genom att ges värdet 1, medan övriga placeringar givits värdet 0.*

Om de kriterierepresenteringar rasterdatalagren inom analysen är av hög upplösning – vilket följaktligen innebär att även ett utgående datalager vid sammanräkning av dessa blir högupplöst – kan det sammanräknade datalagret behöva generaliseras genom aggregering av rasterpixelar, vilket beskrivs inom avsnitt 2.2.9. Datans upplösning bör dock anpassas efter den rådande kontexten för analysen. Studieområdets storlek samt den avsedda användningen av, och

### 3.1 Planeringsstöd för kartläggning av lämpliga placeringar för BGG-system

den önskade överskådligheten hos, analysens resultat kan exempelvis vara avgörande för vilken upplösning som är ändamålsenlig. I händelse av att dataupplösningen bedöms vara för hög för en given analyskontext bör aggregeringen ske genom att rasterpixlar förenas i kvadratiska zoner som bildar ett mer lågupplöst rutnät. För dessa kvadratiska zoner bör värdetillskrivningen ske genom en summering av antalet rasterpixlar inom zonen som innefattas inom den ovan nämnda selektionen av de lämpligaste placeringarna (rasterpixlarna) för implementering av BGG-system. Selektionen kan exempelvis innefatta de placeringsalternativ som ryms inom den övre kvartilen gällande deras sammanräknade helhetsvärde. Aggregeringsprincipen presenteras figur 3.9.



**Figur 3.9.** *Aggregering av rasterpixlar.* Schematisk illustration av aggregeringen av rasterpixlarna i datalagret som representerar selektionen av de lämpligaste placeringarna för implementering av BGG-system. De aggregerade zoner har givits ett värde genom summering av antalet selekterade placeringar (rasterpixlar) – se figur 3.8 – som ryms inom respektive zon. De zoner som inte innefattar någon selekterad rasterpixel är gråmarkerade i följande figur, och bör, på motsvarande sätt, exkluderas i det kartmaterial som skapas genom tillämpning av planeringsstödet.

#### 3.1.8 Känslighetsanalys

En känslighetsanalys bör utföras som ett avslutande steg i planeringsstödet analysprocess, vilken bör fokuseras vid den osäkerhet som, i regel, präglar den inbördes viktfordelningen mellan kriterier som utförts i det steg av analysen som beskrivs i avsnitt 3.1.5. Genom en sådan känslighetsanalys kan placeringar för implementering av BGG-system som har en robust lämplighet gentemot mindre förändringar av viktfordelningen mellan analysens kriterier identifieras. Känslighetsanalysen bör utföras i enlighet med *en-åt-gången-metodiken* och baseras på ett numeriskt osäkerhetsintervall som fastställs i samråd med de aktörer som är involverade i analysens viktdefinieringsprocess – detta känslighetsanalysförfarande presenteras i tabell 3.3 beskrivs mer ingående inom avsnitt 2.2.10.

För varje behandlat kriterium bör två nya datalager upprättas i enlighet med anvisningarna i avsnitt 3.1.6. För det första datalagret adderas det numeriska värdet för osäkerheten i bedömningen av kriterievikter till kriteriets normaliserade viktvärde  $w_j$ <sup>320</sup>, och för det andra subtraheras samma värde från kriteriets normaliserade viktvärde. Dessa alternativa kriterierepresentanter datalager används sedan för att sammanräkna analysens kriteriedatalager enligt *en-åt-gången-metodiken*, vilket resulterar i två sammanräknade datalager per behandlat kriterium. Samtliga sammanräknade datalager som upprättas inom känslighetsanalysprocessen bör sedan summeras, tillsammans med det datalager som upprättats med oförändrade kriterievikter i analyssteg 3.1.7, med hjälp av kartalgebraisk överlagring. Detta bör ske på ett sådant sätt att respektive placeringsalternativ inom studieområdet ges ett värde som är lika med summan av värden för vederbörande placeringsalternativ gentemot samtliga sammanräknade datalager. Genom denna process erhålls ett datalager som representerar placeringsmässig lämplighet för implementering av BGG-system, inom vilket osäkerheten i bedömningen av viktförhållandet mellan kriterierna är införlivat. De

<sup>320</sup> Se avsnitt 3.1.5.

### 3 Lämplighetskartläggning för implementering av BGG-system

placeringsalternativ med högst värde enligt detta datalager kan således antas ha den mest robusta lämpligheten gällande implementering av BGG-system, och kan således betraktas som de platser som fortsatta undersökningar av lämpligheten för implementering av BGG-system fördelaktigast fokuseras mot.

**Tabell 3.3.** Tabell som visar principen för känslighetsanalys av den inbördes viktfordelningen mellan analysens kriterier enligt en-åt-gången-metodiken. Det numeriska värdet för osäkerhet gällande bedömning av viktförhållande – i förevarande exempel  $\pm 0,10$  – adderas till, respektive subtraheras från, det normaliserade viktvärdet  $w_j$  för ett av kriterierna åt gången. I detta exempel görs förändringarna av det normaliserade viktvärdet för kriterium  $j_1$ . Det normaliserade viktvärdet för övriga kriterier justeras, utan att förändra det inbördes viktförhållandet dem emellan, så att  $\sum w_j = 1$ .

| Kriterium | $w_j$          | $w_j (w_j + 0,10)$ | $w_j (w_j - 0,10)$ |
|-----------|----------------|--------------------|--------------------|
| $j_1$     | 0,13           | 0,23               | 0,03               |
| $j_2$     | 0,17           | 0,15               | 0,19               |
| $j_3$     | 0,22           | 0,19               | 0,25               |
| $j_4$     | 0,37           | 0,33               | 0,41               |
| $j_5$     | 0,11           | 0,10               | 0,12               |
|           | $\sum w_j = 1$ | $\sum w_j = 1$     | $\sum w_j = 1$     |

## 3.2 Fallstudieapplicering av planeringsstödet

Föreliggande avsnitt behandlar en fallstudieapplicering av det planeringsstöd som presenteras inom avsnitt 3.1. Resultatet av denna är en lämplighetskartläggning av det analyserade studieområdet med avseende på placeringar för implementering av BGG-system, utifrån vilken den andra frågan (2) inom frågeställningen i avsnitt 1.2 besvaras. Fallstudien är strukturerad i enlighet med den stegvisa indelningen av planeringsstödet analysprocess, och presenteras med en motsvarande indelning i avsnitt 3.2.1 till 3.2.9. Malmö tätort utgör studieområde för fallstudien – inom analysförfarandets andra steg avgränsas emellertid studieområdet till området Slottsstaden.

### 3.2.1 Undersökning av Malmö tätorts dagvattenrelaterade kontext

Malmö tätort är beläget i sydvästra Skåne vid kusten mot Öresund inom huvudavrinningsområdena *Sege å* och *Mellan Nybroån och Sege å*<sup>321</sup> – se figur 3.10. Staden rymmer fem delavrinningsområden<sup>322</sup>, vilka visas i figur 3.11. Avrinningen inom dessa områden sker i huvudsak från öst till väst, med Öresund som slutlig recipient<sup>323</sup>. Malmö ligger längst i söder i det låglänta odlingslandskap som benämns *Lund- och Helsingborgsslätten*, och är i huvudsak omgivet av ett öppet jordbrukslandskap<sup>324</sup>. Terrängen i staden, och i dess omgivande landskap, är flack, vilket medför att en relativt hög risk för översvämningar i samband med intensiva nederbördstillfällen<sup>325</sup>. Den förhärskande jordartstypen i Malmö är täta moränleror som, på grund av sin låga hydraulisk konduktivitet<sup>326</sup>, hindrar att någon, för dagvattenhantering betydande, infiltration eller perkolation av dag- respektive markvatten sker. Till följd av detta frånses dessa

<sup>321</sup> SMHI 2002; Länsstyrelserna u.å.

<sup>322</sup> Länsstyrelserna u.å.

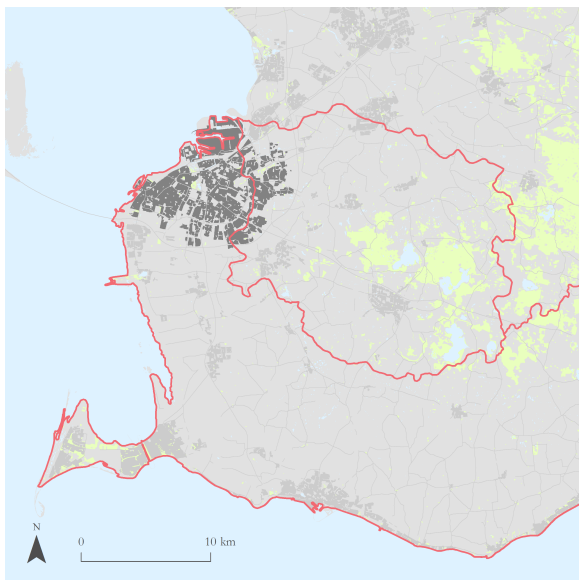
<sup>323</sup> Ibid.

<sup>324</sup> Länsstyrelsen i Skåne län 2007.

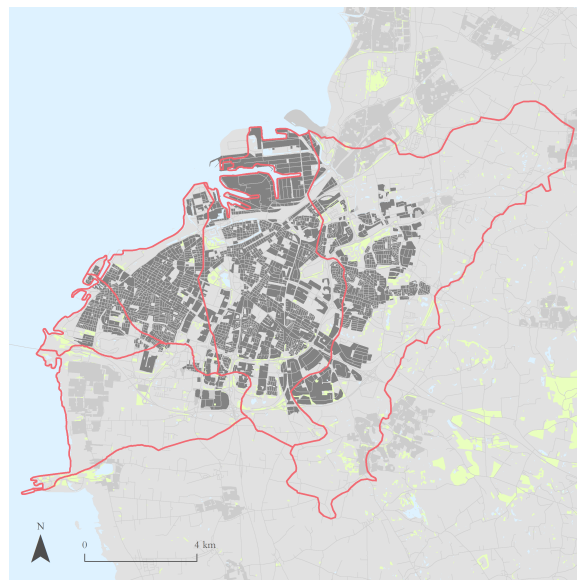
<sup>325</sup> Malmö stad 2008.

<sup>326</sup> Se avsnitt 1.5.

hydrologiska processer i regel vid dimensionering av dagvattenanläggningar inom staden – i stället eftersträvas en yttlig fördröjning av dagvatten genom magasinering och trög avledning i olika öppna system, såsom blågröna infrastrukturlösningar<sup>327</sup>.



**Figur 3.10.** Malmö tätorts (mörkgrå) läge i sydvästra Skåne vid kusten mot Öresund. Gränserna för huvudavrinningsområdena är markerade med röda linjer – Sege ås avrinningsområde i norr och Mellan Nybroån och Sege å i söder.



**Figur 3.11.** De fem delavrinningsområdena (röda linjer) inom Malmö tätort (mörkgrå).

Risebergabäcken och Sege å är de viktigaste vattendragen inom Malmö med avseende på stadens avvattnings – ungefär en femtedel av det vatten som faller inom tätorten leds till Risebergabäcken, vilken leder vattnet vidare till Sege å som, i sin tur, mynnar ut i Öresund<sup>328</sup>. Den volymmässiga dagvattenbelastningen på Risebergabäcken, och övriga vattendrag som bidrar till avvattningen av Malmö tätort, har stigit i takt med att andelen hårdgjorda markytor ökat genom utbyggnad och förtätning av staden<sup>329</sup>. Detta har lett till en sporadisk överbelastning av vattendragen i samband med intensiva regn, vilket har resulterat i översvämningar inom närbelägna urbana områden samt hydrogeomorfologiska förändringar av vattendragen som reducerat deras kapacitet att transportera och rena dagvatten<sup>330</sup>. Den begränsade flödeskapaciteten i Risebergabäcken och övriga recipientvattendrag gör att omfattande fördröjningsåtgärder krävs inom den urbana dagvattenhanteringen<sup>331</sup>.

Det markförlagda avloppsnätet i Malmö består av både separerade duplikatsystem och kombinerade system<sup>332</sup>. Inom de centrala delarna av staden, belägna innanför *Inre Ringvägen*, är avloppssystemet förhållandevis gammalt och i huvudsak uppbyggt som ett kombinerat system – ungefär en tredjedel av Malmös avloppsnät utgörs av kombinerade system<sup>333</sup>. I stadens ytterområden – samt i de centrala delar som ligger i anslutning till kanalerna – är duplikatsystem

<sup>327</sup> Malmö stad 2008; Malmö stad 2017; Malmö stad 2018a.

<sup>328</sup> Ibid.

<sup>329</sup> Malmö stad 2018a.

<sup>330</sup> Malmö stad 2018a; Malmö stad 2018b.

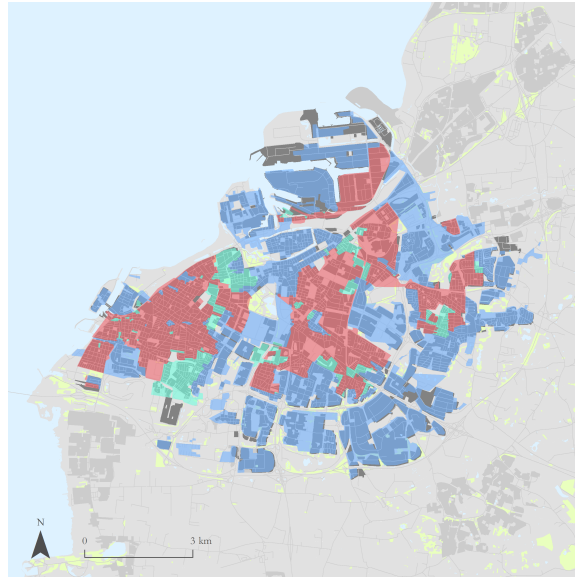
<sup>331</sup> Malmö stad 2008.

<sup>332</sup> Se avsnitt 2.1.1; VA SYD 2017; Malmö stad 2018a.

<sup>333</sup> VA SYD 2017; Malmö stad 2018b.

### 3 Lämplighetskartläggning för implementering av BGG-system

den vanligast förekommande typen av avloppssystem<sup>334</sup>. I förekommande fall leds dagvatten från ett område med duplikatsystem till ett område med kombinerat system, där det sedermera leds vidare till stadens avloppsreningsverk – sådana duplikatsystem benämns *icke verksamma duplikatsystem*<sup>335</sup>. I figur 3.12 visas utbredningen av de olika typerna av avloppssystem inom staden. I Malmö finns de två avloppsreningsverken *Sjölundaverket* och *Klagshamnsverket*, vilka båda har Öresund som recipient<sup>336</sup>. Vid överskridande av reningsverkens flödes- eller volymmässiga kapacitet, vilket kan inträffa vid intensiva regn, bräddas obehandlat eller delvis behandlat avloppsvatten direkt till Öresund<sup>337</sup>.



**Figur 3.12.** *Avloppssystem inom Malmö tätort (mörkgrå). Områden med kombinerade system (röd), duplikatsystem (blå) respektive icke verksamma duplikatsystem (turkos).*

Många av de kombinerade ledningssystemen inom Malmö är hårt belastade, vilket medför höga översvämningsrisker i områden där dessa system är belägna vid intensiva nederbördstillfällen<sup>338</sup>. Överskridandet av flödeskapaciteten hos de kombinerade systemen i staden leder även till omfattande bräddningar av orenat avloppsvatten till nedströms liggande recipienter varje år. Malmös kanalsystem och Sege å är särskilt drabbade av sådan bräddning, vilket har påverkat deras vattenkvaliteten negativt<sup>339</sup>. Även för övriga vattendrag i Malmö utgör den rådande vattenkvaliteten ett problem – inget av kommunens vattendrag uppnår god ekologisk status enligt gällande miljökvalitetsnormer<sup>340</sup>. Miljökvalitetsnormerna uppnås inte heller för kommunens kustvatten<sup>341</sup>. För att hantera problematiken gällande överbelastade avloppssystem och reningsverk finns ett behov av ökad fördröjning och lokalt omhändertagande av dagvatten inom Malmö tätort – detta gäller företrädesvis inom områden med icke verksamma duplikatsystem eller kombinerade system<sup>342</sup>.

<sup>334</sup> VA SYD 2017; Malmö stad 2018b.

<sup>335</sup> Ibid.

<sup>336</sup> VA SYD 2017; Malmö stad 2018a; Malmö stad 2018b.

<sup>337</sup> VA SYD 2017.

<sup>338</sup> VA SYD 2017; Malmö stad 2018a; Malmö stad 2018b.

<sup>339</sup> Malmö stad 2008, 2018a, 2018b; VA SYD 2017.

<sup>340</sup> Se avsnitt 2.1.2; Malmö stad 2018a.

<sup>341</sup> Malmö stad 2018a.

<sup>342</sup> Malmö stad 2018a; Malmö stad 2018b.



Under de senaste tio åren har Malmö drabbats av ett flertal översvämningar i samband med kraftiga skyfall, vilka har hindrat samhällsviktiga funktioner samt orsakat sanitära olägenheter och omfattande skador på infrastruktur, byggnader och lösöre<sup>343</sup>. De områden som är värst drabbade av kostsamma översvämningar ligger i anslutning till gamla diken som avvattnade marken innan ledningsnätets uppbyggnad<sup>344</sup>. Källaröversvämningar är en uppmärksam och relativt frekvent förekommande olägenhet i samband med intensiva regn i Malmö<sup>345</sup>. Dessa orsakas vanligen av att avloppsvatten tränger in i källare när stadens avloppssystem blir tillfälligt överbelastade och uppdämda, vilket är ett problem som är vanligast inom områden med kombinerade avloppssystem<sup>346</sup>. En av huvudinriktningarna för att hantera denna översvämningssituation i staden är att anlägga mångfunktionella blågröna infrastrukturlösningar för lokalt omhändertagande och fördröjning av dagvatten<sup>347</sup>.

Den genomsnittliga årsnederbörden i Malmö är 600 mm<sup>348</sup>. Under juli och augusti faller, statistiskt sett, mest nederbörd över staden, och detta är även den period då flest högentensiva regntillfällen inträffat<sup>349</sup>. Till följd av klimatförändringar prognostiseras de årliga nederbördsvolymer i Malmö öka med mellan 15 och 25 procent till år 2100, samtidigt som antalet dagar med stora regnmängder per år – då nederbörden överskrider 10 mm – bedöms öka med mellan 5 och 10 dagar under samma period<sup>350</sup>. Den genomsnittligt högsta årliga dygnsnederbörden respektive sjudygnsnederbörden förutberäknas stiga med approximativt 20 till 30 procent under den ifrågasvarande perioden<sup>351</sup>. Till följd av detta kan en förvärring av den dagvattenrelaterade problematiken i Malmö, gällande både översvämningar och föroreningar av recipienter, förväntas om inte klimatanpassningsåtgärder inom dagvattenhanteringen vidtas<sup>352</sup>.

Ansvar för frågor gällande dagvattenhantering är fördelat på ett flertal olika aktörer inom Malmö stads kommunala organisation – detta gäller såväl för planering och projektering som för byggnation och drift<sup>353</sup>. Stadsbyggnadskontoret, Gatukontoret och VA SYD är tre nyckelaktörer inom den kommunala dagvattenorganisationen i Malmö<sup>354</sup>. Stadsbyggnadskontoret ansvarar för att dagvattenfrågor lyfts i ett tidigt skede av planprocessen och vägs samman med övriga förutsättningar som kräver hänsynstagande inom den fysiska planeringen<sup>355</sup>. VA SYD har huvudansvaret för kommunens dagvattenhantering med avseende på exempelvis strategier och utbyggnad<sup>356</sup>. Gatukontoret bär ansvar för kommunens allmänna platsmark, och är således den aktör som vanligen projekterar, bygger och förvaltar öppna dagvattenanläggningar<sup>357</sup>.

Inom analysförfarandet i förevarande fallstudie kommer två expertaktörer att involveras. Tim Delshammar, som är projektledare på VA SYD, kommer att rådfrågas gällande definieringen av ett studieområde inom Malmö tätort, vilket kommer att ske genom kontakt via e-post. Urval, standardisering och viktning av kriterier samt identifiering av booleska avgränsningar för acceptabla placeringsalternativ kommer att göras i samråd med Kent

<sup>343</sup> Malmö stad 2017; Malmö stad 2018a; Malmö stad 2018b.

<sup>344</sup> Malmö stad 2017.

<sup>345</sup> Malmö stad 2017; Malmö stad 2018b; VA SYD 2017.

<sup>346</sup> Ibid.

<sup>347</sup> Malmö stad 2017; Malmö stad 2018a; Malmö stad 2018b.

<sup>348</sup> Malmö stad 2018b.

<sup>349</sup> Ibid.

<sup>350</sup> SMHI 2015.

<sup>351</sup> Ibid.

<sup>352</sup> Se avsnitt 2.1.1.

<sup>353</sup> Malmö stad 2008.

<sup>354</sup> Ibid.

<sup>355</sup> Ibid.

<sup>356</sup> Ibid.

<sup>357</sup> Ibid.

### 3 Lämplighetskartläggning för implementering av BGG-system

Fridell, som är specialist inom blågröngrå infrastruktur på Edge of Civil Design AB och biträdande handledare för denna uppsats.

#### 3.2.2 Begränsning av möjliga placeringar genom geografisk avgränsning

Efter rådfrågning av Tim Delshammar på VA SYD angående vilka områden inom Malmö tätort som bedöms vara intressanta för en undersökning av möjligheterna att implementera BGG-system, valdes området *Slottsstaden* som studieområde för fallstudien. Slottsstaden är beläget i stadsdelen *Västra Innerstaden* och gränsar till Malmös centrum i öster och Öresund i norr<sup>358</sup>. Området innefattar de tre delområdena *Fridhem*, *Ribersborg* och *Rönneholm*<sup>359</sup>.

Inom Slottsstaden består ledningsnätet i huvudsak av kombinerade system och icke verksamma duplikatsystem, och enbart en mindre del av området har ett verksamt duplikatsystem med separerad avledning av dag- respektive spillvatten<sup>360</sup> – se figur 3.13. Marklutningen inom området är sådan att dagvattenavrinningen i huvudsak sker i riktning mot nordost, där vattnet mynnar ut i stadens kanalsystem. Områdets uppströms belägna avrinningsområde – *Hylliediketets avrinningsområde* – är ungefär 12 km<sup>2</sup> stort, och innefattar, utöver Västra Innerstad, även markområden inom stadsdelarna *Limhamn*, *Hyllie* och *Södra Innerstaden*<sup>361</sup> – se figur 3.14. Huvudledningar för transport av dag- och spillvatten löper genom Slottsstaden längs samma sträckning som det historiska Hylliediket<sup>362</sup>. Området har drabbats av skyfallsrelaterade marköversvämningar med allvarliga konsekvenser under de senaste decennierna, vilka företrädesvis har inträffat i anslutning till det ovannämnda historiska diket<sup>363</sup>. Källaröversvämningar har varit den vanligaste och mest ansevärda konsekvensen av dessa översvämningar<sup>364</sup>.

Slottsstaden ligger inom avloppspumpstationen *Turbinens* avloppsområde, som utgörs till ungefär hälften av kombinerade system eller icke verksamma duplikatsystem<sup>365</sup>. Pumpstationen blir vanligen hårt belastad vid intensiva regn, vilka kan medföra att tillloppsflödet överskrider stationens maximala pumpkapacitet. Vid sådana situationer måste orenat avloppsvatten bräddas direkt till kanalsystemet i Malmö för att undvika översvämning – till denna recipient ledde ungefär 30 procent av den totala bräddvattenvolymen från Malmö tätort år 2016<sup>366</sup>.

---

<sup>358</sup> Malmö stad u.å.

<sup>359</sup> Ibid.

<sup>360</sup> VA SYD 2017; Malmö stad 2018c.

<sup>361</sup> VA SYD 2017.

<sup>362</sup> Malmö stad 2017; VA SYD 2017.

<sup>363</sup> Malmö stad 2017.

<sup>364</sup> Malmö stad 2017; VA SYD 2017.

<sup>365</sup> VA SYD 2017.

<sup>366</sup> Ibid.



**Figur 3.13.** Studieområdet Slottsstadens geografiska utbredning (grå streckad linje) och de, där inom, förekommande typerna av avloppssystem – områden med kombinerade system (röd), duplikatsystem (blå) respektive icke verksamma duplikatsystem (turkos). I övre västra hörnet visas studieområdets läge inom Malmö tätort.



**Figur 3.14.** Slottsstadens uppströms belägna avrinningsområde (röda linjer). Stråken för yttlig dagnattenavrinning inom området är markerade med blå linjer – ökande linjetjocklek representerar stigande Strahler-nummer i strömordningen. Studieområdet för fallstudien är beläget inom den grå streckad cirkeln.

Genom konsultation av Kent Fridell har två booleska geografiska avgränsningar för att bestämma acceptabla respektive icke-acceptabla placeringalternativ fastlagts. Dessa presenteras i tabell 3.4, tillsammans med dess kvantitativa definition samt en motivering och dataunderlag för respektive avgränsning. I figur 3.15 visas de områden inom studieområdet som, genom upprättande av de booleska avgränsningarna, har bedömts vara acceptabla placeringalternativ för implementering av BGG-system. I bilaga 2 redovisas ett flödesschema för arbetsgången vid framtagandet av det datalager som representerar de booleska avgränsningarna inom studieområdet.



**Figur 3.15.** Acceptabla placeringalternativ för implementering av BGG-system enligt fallstudiens booleska avgränsningar (röd).

### 3 Lämplighetskartläggning för implementering av BGG-system

**Tabell 3.4.** Booleska geografiska avgränsningar inom fallstudien.

| Beskrivning   | Kvantitativ definition   | Motivering   | Dataunderlag   |
|---|--|--|--|
| Fallstudien är avgränsad till att behandla implementering av BGG-system inom gaturum. | Placeringsalternativ utanför gaturum är icke-acceptabla. Placeringsalternativ inom gaturum är acceptabla.                            | Gaturum är de överlägset vanligaste platserna för implementering av BGG-system. Avgränsningen görs i huvudsak till följd av examensarbetets tidsbegränsningar.   | Gatutyp ©<br>Trafikverket (2020);<br>GSD-<br>Fastighetskartan vektor ©<br>Lantmäteriet (2020);<br>Ortofoto ©<br>Lantmäteriet (2020). |
| Minsta möjligt avstånd från bebyggelse.   | Placeringsalternativ belägna inom 2 m från byggnader är icke-acceptabla. Övriga placeringsalternativ är acceptabla i detta avseende. | Att anlägga BGG-system inom 2 m från byggnader medför i regel ett flertal svårigheter, såsom att BGG-systemet kan utgöra en belastning för eventuella källardräneringar i byggnaden och att det kan medföra störningar på den ledningsinfrastruktur som vanligen ligger inom 2 m från byggnaden. Vidare används ytorna intill byggnader brukligen som gångytor, och det är därav sällan lämpligt att anlägga BGG-system i direkt anslutning till huskroppar. | GSD-<br>Fastighetskartan vektor ©<br>Lantmäteriet (2020).  |

#### 3.2.3 Identifiering av kriterier

I samråd med Kent Fridell har de viktigaste kriterierna – vilka motsvarar de krav och avgränsningar som presenteras i avsnitten 1.4, 2.2.5 respektive 3.1.3 – för bedömning av lämpligheten att implementera BGG-system vid de olika platsalternativen inom studieområdet identifierats. Kriterierna har indelats i två tematiska grupper baserat på huruvida de ( $g_1$ ) behandlar aspekter som styr BGG-systemens hydrologiska funktionalitet på den givna platsen eller ( $g_2$ ) är avgörande för det utrymme som finns tillgängligt för implementering av BGG-system på platsen. I tabell 3.5 presenteras en beskrivning av de identifierade kriterierna, samt en motivering av, och det dataunderlag som används för, respektive kriterium. Motiveringen av kriterieurvalet har baserats på samtalen med Kent Fridell om ingen annan källa anges.

**Tabell 3.5.** Identifierade kriterier inom fallstudien.

| (Grupp) Kriterium                                | Beskrivning   | Motivering  | Måttenhet  | Dataunderlag   |
|--|---|---|------------|--|
| ( $g_1$ ), $j_1$ – Tillförsel av dagvattenvolym. | Kriteriet avser den reducerade arean* för det uppströms liggande avrinningsområdet vid varje placeringsalternativ (rasterpixel). Denna area ger en approximativ bild av den | Omhändertagande av dagvattenvolymer är ett av BGG-systemets primära funktioner <sup>1</sup> . | Areaenhet. | GSD-Höjddata grid 2+ © Lantmäteriet (2019); GSD-Fastighetskartan vektor © Lantmäteriet (2020); Ortofoto © Lantmäteriet (2020). |

### 3.2 Fallstudieapplicering av planeringsstödet

|   |   |   |   |  |
|---|---|---|---|--|
|   | tillrunna dagvattenvolymer till varje rasterpixel.  |   |   |  |
| $(g_1)j_2$ – Koncentration av föroreningar i tillfört dagvatten.            | Kriteriet avser koncentrationen av ett urval av prioriterade föroreningsämnen i det dagvatten som tillförs varje placeringsalternativ genom yttlig avrinning. Schablonvärden för olika markanvändningsytors föroreningsstillförel till dagvatten används vid bedömning av detta kriterium.                  | Rening av dagvatten ett av BGG-systemets primära funktioner <sup>1</sup> .  | Viktenhet per volymenhet.                         | Utredning av föroreningsinnehållet i Stockholms dagvatten © Stockholms stad (2010); GSD-Höjddata grid 2+ © Lantmäteriet (2019); Gatutyp © Trafikverket (2020); GSD-Fastighetskartan vektor © Lantmäteriet (2020); Ortofoto © Lantmäteriet (2020); Vägbredd © Trafikverket (2020); Vägtrafikflödeskartan © Trafikverket (u.å.). |
| $(g_1)j_3$ – Konsekvenser av översvämning i nedströms liggande landområden. | Kriteriet avser den genomsnittliga översvämningsekvensnivån nedströms varje placeringsalternativ. Beräkningar av vilka områden som löper störst risk för betydande skador vid marköversvämning – hämtade från Malmö stads skyfallsplan <sup>367</sup> – ligger till grund för bedömning av detta kriterium. | Omhändertagande av dagvattenvolymer gör störst nytta vid placeringsalternativ där de nedströms liggande landområdena löper en mer omfattande risk för betydande skador vid marköversvämning.  | 1, 2, 3, ..., n enligt ordinalskala.              | Skyfallsplan för Malmö © Malmö stad (2017); GSD-Höjddata grid 2+ © Lantmäteriet (2019); GSD-Fastighetskartan vektor © Lantmäteriet (2020); Ortofoto © Lantmäteriet (2020).   |
| $(g_1)j_4$ – Marklutning.   | Kriteriet avser markytans lutning.  | Stor marklutning leder till hastiga vattenflöden, vilket reducerar BGG-systemets funktionalitet <sup>1</sup> . Stor lutning medför även en lägre fördröjningskapacitet i systemen <sup>1</sup> .  | Dimensionslös storhet. Längdenhet per längdenhet. | GSD-Höjddata grid 2+ © Lantmäteriet (2019).  |
| $(g_1)j_5$ – Typ av avloppssystem.  | Kriteriet avser typen av avloppssystem inom det område som respektive placeringsalternativ är beläget.  | Behovet av ökad fördröjning och lokalt omhändertagande av dagvatten inom ett område – för att förhindra bland annat översvämningar och bräddning av orenat avloppsvatten till recipient – är olika stort beroende på områdets avloppssystemstyp <sup>2</sup> . Kombinerade system <sup>3</sup> kan antas vara äldre och i större behov av renovering än | 1, 2, 3, ..., n enligt nominalskala.              | Avloppssystem © Malmö stad (2018).   |

<sup>367</sup> Malmö stad 2017.

### 3 Lämplighetskartläggning för implementering av BGG-system

|  |   |   |                                      |  |
|--|---|---|--------------------------------------|--|
|  |   | övriga typer av avloppssystem, vilket skapar gynnsamma förutsättningar för implementering av BGG-system.  |                                      |  |
| $(g_2)j_6$ – Trafikbelastning.                     | Kriteriet avser den trafikbelastning som vägen eller gatan där placeringsalternativet är beläget utsätts för. Trafikbelastningen bedöms baserat på data över gatutyp.   | BGG-system är relativt obeprövat inom gaturum med hög trafikbelastning, och anläggs således fördelaktigast där en lägre trafikbelastning råder. | 1, 2, 3, ..., n enligt nominalsкала. | Gatutyp © Trafikverket (2020); GSD-Fastighetskartan vektor © Lantmäteriet (2020); Ortofoto © Lantmäteriet (2020).  |
| $(g_2)j_7$ – Utrymme i gaturummets tvärsektion.    | Kriteriet avser den tillgängliga bredden i gaturummets tvärsektion vid placeringsalternativet. Detta kriterium bedöms genom att subtrahera bredden hos gaturummets körfält samt gång- och cykelbanor från gaturummets totala bredd. | Det utrymme som finns tillgängligt i tvärsektionen hos gaturum är vanligen avgörande för möjligheterna att implementera BGG-system.             | Längdenhet.                          | Antal körfält © Trafikverket (2018); Förbjuden färdriktning © Trafikverket (2020); GSD-Fastighetskartan vektor © Lantmäteriet (2020); Ortofoto © Lantmäteriet (2020); Teknisk handbok © Malmö stad (2020); Vägtrafiknät © Trafikverket (2020). |
| $(g_2)j_8$ – Utrymmeskonflikt med befintliga träd. | Kriteriet avser huruvida placeringsalternativet är beläget inom rot- respektive droppzonen för befintliga gatuträd i olika vitalitets- respektive åldersklasser.  | Befintliga gatuträd, och deras rotsystem, utgör vanligen signifikanta hinder för implementering av BGG-system.                                  | 1, 2, 3, ..., n enligt nominalsкала. | Trädinventering © Malmö stad (2016); Krontäckning träd © Malmö stad (u.å.).  |

Tabellnoter: \* Den reducerade arean är den area som, reducerad genom multiplikation med en avrinningskoefficient, ligger uppströms, och bidrar till ackumuleringen av dagvatten till, en given punkt; denna ges av formeln  $A_{red} = \sum_{q=1}^n A_q \varphi_q$ , där  $A_{red}$  är den reducerade arean för avrinningsområdet till den givna punkten,  $A_q$  är arean för delområde  $q$  inom avrinningsområdet och  $\varphi_q$  är avrinningskoefficienten för delområde  $q$  inom avrinningsområdet. <sup>1</sup>Thynell och Fridell 2019. <sup>2</sup> Malmö stad 2017, 2018a, 2018b; VA SYD 2017. <sup>3</sup>Se avsnitt 2.1.1.

#### 3.2.4 Standardisering av kriterier

Standardiseringen av de, inom fallstudien, identifierade kriterierna till en gemensam numeriska skala som avser lämplighetsgrad för implementering av BGG-system samt fastställandet av den stegvisa indelningen av den standardiserade skalan för respektive kriterium har skett genom rådslående med Kent Fridell. Vederbörande har även rådfrågats för bestämmandet av eventuella kriteriegränsvärden för acceptabla icke-standardiserade värdena och för när ökande eller minskande icke-standardiserade kriterievärden upphör att medföra en högre lämplighet för BGG-implementering.

För de kriterier som mäts enligt ordinal- eller kvotskalor ( $j_2$ ,  $j_3$ ,  $j_4$  och  $j_7$ ) används poängintervallförfarandet<sup>368</sup> som metod för standardiseringsprocessen. Kriterium  $j_1$  har ett optimalt icke-standardiserat värde samt ett undre och ett övre acceptabelt gränsvärde, och standardiseras därav genom en icke-linjär metod. För resterande kriterier, vilka mäts enligt nominalskalor, har de icke-standardiserade värdena som förekommer inom studieområdet för respektive kriterium bedömts utifrån, samt inordnats i, den standardiserade skala som avser lämplighet att implementera BGG-system.

Den standardiserade skalan har delats in i fem steg (värdet 0 enligt den standardiserade skalan representerar icke-standardiserade värdena som bedöms vara icke-acceptabla, och utgör inte ett skalsteg inom den standardiserade skalan). För de olika kriterierna nyttjas så många skalsteg av den standardiserade skalan som bedömts vara meningsfullt för respektive kriterium. För den standardiserade skalans skalsteg har värdena 1, 2, 3, 4 och 5 använts, i stället för att ange värden mellan 0 och 1 i enlighet med ekvation 2.2 respektive 2.3. I avsnitten 3.2.4.1 till 3.2.4.8 presenteras standardiseringen av de, inom fallstudien, behandlade kriterierna, tillsammans med en kvantitativ definition av respektive kriterium.

#### 3.2.4.1 Tillförsel av dagvattenvolym ( $j_1$ )

**Kvantitativ definition:** Den reducerade arean<sup>369</sup> för det uppströms liggande avrinningsområdet vid varje placeringsalternativ (rasterpixel), vilket är den yta som genererar dagvattenavrinning till respektive placeringsalternativ. Avrinningskoefficienter för olika typer av markanvändningsytor har hämtats från Svenskt Vatten<sup>370</sup>. Inom studieområdets uppströms liggande avrinningsområde har avrinningskoefficienter bestämts med hjälp av datamängderna *GSD-Fastighetskartan vektor* © Lantmäteriet (2020) och *Ortofoto* © Lantmäteriet (2020) (ifrågavarande avrinningskoefficienter inom studieområdets avrinningsområde har även använts för hantering av kriterium  $j_2$  och  $j_3$ ).

**Standardisering:** För kriterium  $j_1$  finns ett optimalt icke-standardiserat värde, samt ett övre och ett undre icke-standardiserat värde som utgör gränser för vilka placeringsalternativ som bedöms vara acceptabla. Den optimala reducerade arean för en rasterpixel avseende lämpligheten att implementera BGG-system bedöms vara 360 m<sup>2</sup>. Den minsta acceptabla reducerade arean är 240 m<sup>2</sup>, och den högsta acceptabla reducerade arean är 480 m<sup>2</sup>. Den standardiserade skalan har, för förevarande kriterium, delats in i tre steg inom gränserna för acceptabla icke-standardiserade värden. Skalomvandlingen från det icke-standardiserade till den standardiserade skalan illustreras i figur 3.16.

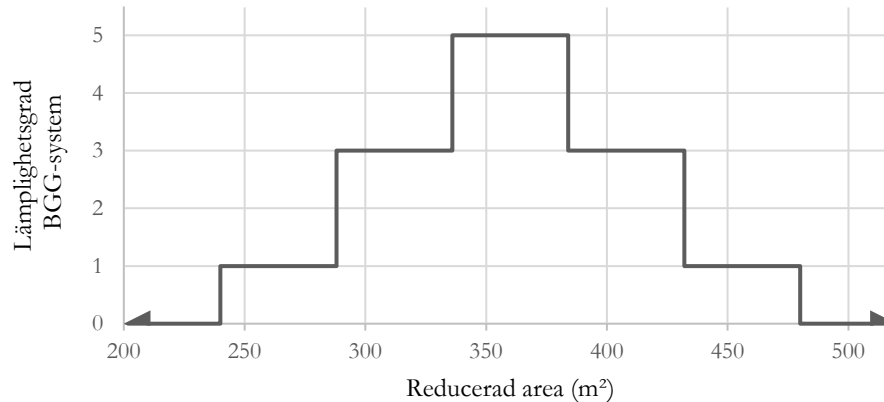
---

<sup>368</sup> Se avsnitt 2.2.2.4.

<sup>369</sup> Se tabell 3.5.

<sup>370</sup> 2016.

### 3 Lämplighetskartläggning för implementering av BGG-system



**Figur 3.16.** *Skalomvandling för kriterium j<sub>1</sub> (tillförsel av dagvattenvolym).* Linjediagram som visar skalomvandlingen från den icke-standardiserade (reducerad area) till den standardiserade skalan (lämplighetsgrad för implementering av BGG-system) för kriterium j<sub>1</sub>.

#### 3.2.4.2 Koncentration av föroreningar i tillfört dagvatten (j<sub>2</sub>)

**Kvantitativ definition:** Bedömningen av kriterium j<sub>2</sub> baseras på data – publicerade av Stockholms stad<sup>371</sup> – över schablonvärden för olika markanvändningsytors föroreningstillförsel till dagvatten som avrinner från vederbörande ytor, vilka anges i viktighet föroreningsämne per volymenhet dagvatten. Följande föroreningsämnen, varav samtliga är prioriterade förorenande ämnen enligt miljökvalitetsnormerna för ytvatten inom Vattendirektivet<sup>372</sup>, beaktas vid bedömningen: fosfor (P), kväve (N), bly (Pb), koppar (Cu), zink (Zn), kadmium (Cd), krom (Cr), nickel (Ni), kvicksilver (Hg), suspenderat material (SS), olja, polycykliska aromatiska kolväten (PAH) och benso(a)pyren (BaP).

Schablonvärdena för tillförsel av ifrågakvarande föroreningsämnen – vilka gäller för de typer av markanvändningsytor som förekommer inom det avrinningsområde som är beläget uppströms fallstudiens studieområde – normaliseras till en skala från 0 till 1. Detta görs så att 1 motsvarar det högsta förekommande schablonvärdet för respektive föroreningsämne och 0 motsvarar en frånvaro av föroreningstillförsel från en markanvändningstyp gällande ett visst föroreningsämne. Således ges alla förekommande typer av markanvändningsytor inom studieområdet ett normaliserat värde för tillförsel av föroreningar mellan 0 och 1 för respektive beaktat föroreningsämne, utan att det ursprungliga förhållandet mellan schablonvärdena förändras. De normaliserade värdena för föroreningstillförsel gällande samtliga föroreningsämnen summeras sedan för varje markanvändningstyp till ett värde som representerar den sammantagna graden av föroreningstillförsel från respektive typ av markanvändningsyta (bokstaven  $f$  används för att representera detta värde i nedanstående text). Detta värde presenteras, tillsammans med de antaganden som gjorts avseende datarepresentation för de olika markanvändningstyperna, i tabell 3.6. Härledningen av  $f$ -värdet för markanvändningstyperna presenteras i bilaga 3.

För varje placeringsalternativ (rasterpixel) multipliceras sedermera  $f$  med avrinningskoefficienten  $\varphi$  för varje uppströms belägen rasterpixel, och summeras sedan för att erhålla ett värde för den totala dagvattenburna föroreningstillförseln  $f_{tot}$  till placeringsalternativet. Vidare ges föroreningskoncentrationen  $f_{konc}$  i det tillförda dagvattnet till varje placeringsalternativ av att dividera  $f_{tot}$  med summan av avrinningskoefficienten  $\varphi$  för varje rasterpixel som är belägen uppströms placeringsalternativet. Härledningen av  $f_{konc}$  beskrivs i ekvation 3.1 respektive

<sup>371</sup> 2010.

<sup>372</sup> Se avsnitt 2.1.2.



3.2, där  $f_{toti}$  beskriver den totala dagvattenburna föroreningstillförseln till placeringsalternativ  $i$ ,  $f_p$  beskriver tillförseln av samtliga beaktade föroreningsämnen till avrinnande dagvatten från markanvändningstypen vid den, gentemot placeringsalternativ  $i$ , uppströms belägna rasterpixeln  $p$ ,  $\varphi_p$  är avrinningskoefficienten för den uppströms belägna rasterpixeln  $p$  och  $f_{konci}$  beskriver föroreningskoncentrationen i det tillförda dagvattnet till placeringsalternativ  $i$ .

$$f_{toti} = \sum_{p=1}^n f_p \varphi_p \quad (3.1)$$

$$f_{konci} = \frac{f_{toti}}{\sum_{p=1}^n \varphi_p} \quad (3.2)$$

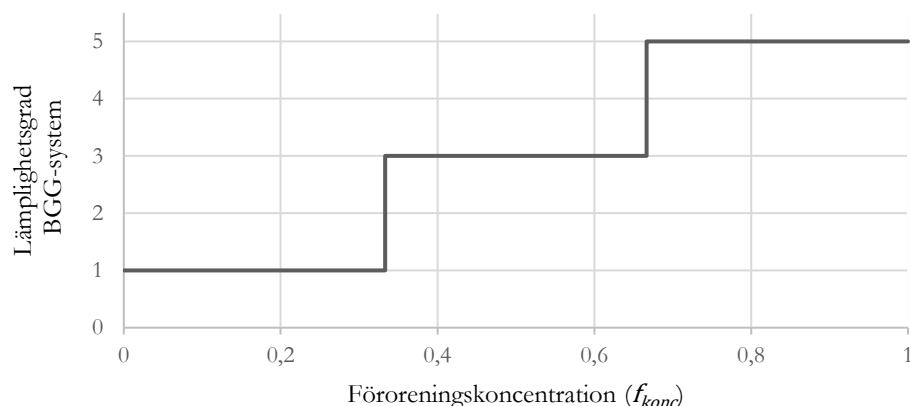
**Tabell 3.6.** De markanvändningstyper som förekommer inom avrinningsområdet beläget uppströms studieområdet för fallstudien, det urbana sammanhang som dessa anträffas inom, den datarepresentation för markanvändningstyperna som används inom analysen samt respektive förekommande markanvändningstyps  $f$ -värde\*.

| Markanvändningstyp  | Sammanhang                                  | Datarepresentation   | $f^*$ |
|---|---|--|-------|
| Stenstadens bostads- och arbetsområden inklusive lokalgor.            | Kvartersmark. Tät stadsbebyggelse.          | Skiktet <i>MY Ytskikt med beltäckande markdata</i> i datamängden <i>GSD-Fastighetskartan vektor</i> © Lantmäteriet (2020). Booleskt urval: attributet <i>DETALJTYP</i> är lika med <i>BEBSLUT</i> (Sluten bebyggelse <sup>1</sup> ).   | 1     |
| Bostadsområden (flerfamiljshus) och arbetsområden inklusive lokalgor. | Kvartersmark. Gles stadsbebyggelse.         | Skiktet <i>MY Ytskikt med beltäckande markdata</i> i datamängden <i>GSD-Fastighetskartan vektor</i> © Lantmäteriet (2020). Booleskt urval: attributet <i>DETALJTYP</i> är lika med <i>BEBHÖG</i> (Hög bebyggelse <sup>1</sup> ) eller <i>BEBIND</i> (Industriområde <sup>1</sup> ).  | 0,669 |
| Småhusområden inklusive lokalgor.                                     | Kvartersmark. Gles stadsbebyggelse.         | Skiktet <i>MY Ytskikt med beltäckande markdata</i> i datamängden <i>GSD-Fastighetskartan vektor</i> © Lantmäteriet (2020). Booleskt urval: attributet <i>DETALJTYP</i> är lika med <i>BEBLÅG</i> (Låg bebyggelse <sup>1</sup> ).   | 0,460 |
| Större parkeringsanläggningar och terminalområden.                    | Kvartersmark. Tät och gles stadsbebyggelse. | Okulär analys av datamängden <i>Ortofoto</i> © Lantmäteriet (2020).  | 0,832 |
| Trafikleder med 10 000 till 15 000 fordon per dygn.                   | Allmän mark.                                | Booleskt urval i datamängden <i>Gatutyp</i> © Trafikverket (2020): attributet <i>TYP</i> är lika med <i>Huvudgata</i> . Ytor för trafiklederna ges av attributet <i>BREDD</i> i datamängden <i>Vägbredd</i> © Trafikverket (2020).   | 0,727 |
| Naturmark (parkmark, gräs- och ängsmark, skogsmark).                  | Allmän mark.                                | Skiktet <i>MY Ytskikt med beltäckande markdata</i> i datamängden <i>GSD-Fastighetskartan vektor</i> © Lantmäteriet (2020). Booleskt urval: attributet <i>DETALJTYP</i> är lika med <i>SKOGBARR</i> (Barr-och blandskog <sup>1</sup> ), <i>SKOGLÖV</i> (Lövskog <sup>1</sup> ), <i>ÖPMARK</i> (Annan öppen mark <sup>1</sup> ) eller <i>ODLÅKER</i> (Åker <sup>1</sup> ). Det booleska urvalet kompletteras för denna markanvändningstyp med en okulär undersökning av datamängden <i>Ortofoto</i> © Lantmäteriet (2020). | 0,183 |

Tabellnoter: \* Värde som representerar den sammantagna graden av föroreningstillförsel till dagvatten för respektive markanvändningstyp, se avsnitt 3.2.4.2. <sup>1</sup> Lantmäteriet 2020.

### 3 Lämplighetskartläggning för implementering av BGG-system

**Standardisering:** För kriterium  $j_2$  innebär en högre föroreningskoncentration  $f_{konc}$  i det tillförda dagvattnet till ett placeringsalternativ  $i$  en högre lämplighet för implementering av BGG-system – kriteriet är alltså ett nyttokriterium. Föroreningskoncentrationen  $f_{konc}$  kan anta ett värde mellan 0 och 1. Den standardiserade skalan har delats in i tre steg för förevarande kriterium. Skalomvandlingen från det icke-standardiserade till den standardiserade skalan illustreras i figur 3.17.



**Figur 3.17.** Skalomvandling för kriterium  $j_2$  (koncentration av föroreningar i tillfört dagvatten). Linjediagram som visar skalomvandlingen från den icke-standardiserade (föroreningskoncentration  $f_{konc}$ ) till den standardiserade skalan (lämplighetsgrad för implementering av BGG-system) för kriterium  $j_2$ .

#### 3.2.4.3 Konsekvenser av översvämning i nedströms liggande landområden ( $j_3$ )

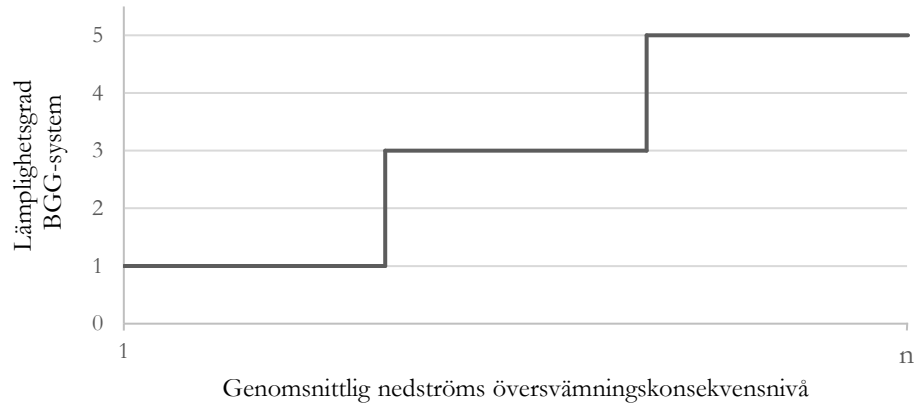
**Kvantitativ definition:** Bedömningen av förevarande kriterium baseras på data över beräknade, områdesvisa marköversvämningseksekvenser från Malmö stad<sup>373</sup>, vilka redovisar den risk som olika områden löper gällande betydande skador vid marköversvämningar till följd av intensiv nederbörd<sup>374</sup>. I Malmö stads konsekvensbedömning har en skala i sju steg använts, vilken sträcker sig från *mindre konsekvenser* till *större konsekvenser*<sup>375</sup>. Det genomsnittliga värdet hos de nedströms liggande områdena enligt den ifrågavarande sjugradiga skalan har beräknats för varje behandlat placeringsalternativ inom fallstudien – detta är det icke-standardiserade värde som tillämpas för kriterium  $j_3$ . Områden som saknar bedömning av översvämningseksekvensnivå har exkluderats vid analysen av förevarande kriterium.

**Standardisering:** Det intervall av förekommande icke-standardiserade värden – genomsnittlig nedströms översvämningseksekvensnivå enligt den ovannämnda sjugradiga skalan – som förekommer hos de behandlade placeringsalternativen har omvandlats till den kriteriegemensamma standardskalan gällande lämplighet att implementera BGG-system. För kriterium  $j_3$  har den standardiserade skalan delats in i tre skalsteg. Det minsta möjliga icke-standardiserade värdet är 1, och det högsta möjliga är 7. Skalomvandlingen från det icke-standardiserade till den standardiserade skalan illustreras i figur 3.18.

<sup>373</sup> 2017.

<sup>374</sup> Ibid.

<sup>375</sup> Ibid.

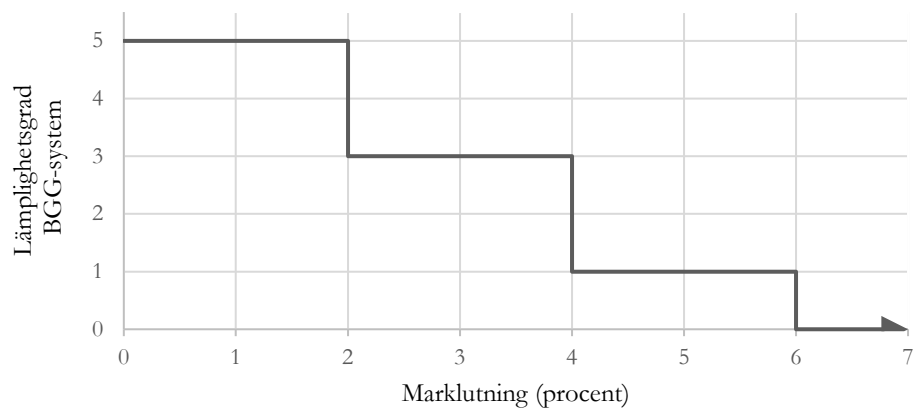


**Figur 3.18.** Skalomvandling för kriterium  $j_3$  (konsekvenser av översvämnings i nedströms liggande landområden). Linjediagram som visar skalomvandlingen från den icke-standardiserade (genomsnittlig översvämningskonsekvensnivå i nedströms liggande områden) till den standardiserade skalan (lämplighetsgrad för implementering av BGG-system) för kriterium  $j_3$ . Det icke-standardiserade värdet  $n$  är det högsta förekommande hos de behandlade placeringsalternativen inom fallstudien.

#### 3.2.4.4 Marklutning ( $j_4$ )

**Kvantitativ definition:** Marklutningen vid varje placeringsalternativ (rasterpixel). Lutningen anges som det procentuella förhållandet mellan vertikal och horisontell förändring.

**Standardisering:** Kriterium  $j_4$  är ett kostnadskriterium, då en hög marklutning innebär en låg lämplighet för implementering av BGG-system. Placeringsalternativ med en marklutning som överskrider 6 procent är icke-acceptabla inom förevarande fallstudie. Den standardiserade skalan, vilken omfattar de icke-standardiserade lutningsvärdena mellan 0 och 6 procent, har delats in i tre steg. Skalomvandlingen från det icke-standardiserade till den standardiserade skalan illustreras i figur 3.19.



**Figur 3.19.** Skalomvandling för kriterium  $j_4$  (marklutning). Linjediagram som visar skalomvandlingen från den icke-standardiserade (marklutning) till den standardiserade skalan (lämplighetsgrad för implementering av BGG-system) för kriterium  $j_4$ .

### 3.2.4.5 Typ av avloppssystem (*j*<sub>5</sub>)

**Kvantitativ definition:** Typen av avloppssystem inom det område som respektive placeringsalternativ är beläget. Områden som saknar bedömning av översvämningsekonskvärd har exkluderats vid analysen av förevarande kriterium.

**Standardisering:** de tre förekommande typerna av avloppssystem inom studieområdet – duplikatsystem, icke verksamma duplikatsystem respektive kombinerade system<sup>376</sup> – bedöms utifrån, och ges ett värde enligt, den standardiserade skalan gällande lämplighet att implementera BGG-system, vilket presenteras i tabell 3.7.

**Tabell 3.7.** De olika typerna av avloppssystem som förekommer inom studieområdet samt det standardiserat värdet\* för områden med denna typ av avloppssystem.

| Typ av avloppssystem          | Standardiserat värde* |
|-------------------------------|-----------------------|
| Kombinerat system.            | 5                     |
| Icke verksamt duplikatsystem. | 4                     |
| Duplikatsystem.               | 3                     |

Tabellnoter: \* Värde enligt standardiserad skala som avser lämpligheten för implementering av BGG-system. De olika avloppssystemstyperna kan anta ett värde från 1 till 5; värdet 1 motsvarar den lägsta lämplighetsgraden för implementering av BGG-system med avseende på avloppssystemstyp, medan 5 motsvarar den högsta lämplighetsgraden.

### 3.2.4.6 Trafikbelastning (*j*<sub>6</sub>)

**Kvantitativ definition:** Den trafikbelastning som vägen eller gatan där placeringsalternativet är beläget utsätts för. Trafikbelastningen bedöms utifrån data över, inom studieområdet förekommande, gatutyper.

**Standardisering:** Samtliga förekommande gatutyper inom studieområdet bedöms vara acceptabla med avseende på trafikbelastningens påverkan på lämpligheten att implementera BGG-system. De förekommande gatutyperna bedöms utifrån, och inordnas i, den standardiserade skalan för lämplighet gällande implementering av BGG-system – detta presenteras i tabell 3.8.

**Tabell 3.8.** De olika gatutyper som förekommer inom studieområdet, inklusive beskrivning, trafikbelastning\* och standardiserat värde\*\*.

| Gatutyp          | Beskrivning   | Trafikbelastning* | Standardiserat värde** |
|------------------|---|-------------------|------------------------|
| Kvartersväg.     | Gränd/kvartersväg, d.v.s. väg utanför gatumark <sup>1</sup> .   | Låg.              | 5                      |
| Lokalgata liten. | Lokalnät för biltrafik, liten lokalgata. Gågator ingår här. Även gator inom gångfartsområde ingår och dessa är då reglerade för att fordon ska köra i gångfart <sup>1</sup> . | Låg.              | 5                      |
| Lokalgata stor.  | Lokalnät för biltrafik, större lokalgata. Här ingår normalt uppsamlade lokalgator. Är dimensionerade för oskyddade trafikanter i blandtrafik <sup>1</sup> .                   | Låg.              | 5                      |
| Huvudgata.       | Huvudgata inom tätort. Ingår i huvudnätet för biltrafik. Oftast kommunal väghållning <sup>1</sup> .   | Måttlig.          | 3                      |

Tabellnoter: \* Trafikbelastningen har, av involverad expertaktör, bedömts utifrån gatutypernas beskrivning. \*\* Värde enligt standardiserad skala som avser lämpligheten för implementering av BGG-system. De olika gatutyperna kan anta ett värde

<sup>376</sup> Se avsnitt 3.2.1.

från 1 till 5; 1 motsvarar den lägsta acceptabla lämplighetsgraden för implementering av BGG-system med avseende på trafikbelastning, medan 5 motsvarar den högsta lämplighetsgraden. <sup>1</sup>Trafikverket 2020.

### 3.2.4.7 Utrymme i gaturummets tvärsektion ( $j_7$ )

**Kvantitativ definition:** Bredden på gaturummets tvärsektion minus minimibredden för befintliga körfält samt gång- och cykelbanor där placeringsalternativet är beläget. Den genomsnittliga bredden på gaturummens tvärsektioner uppskattas baserat på datamängden *Ortofoto* © Lantmäteriet (2020), *Vägtrafiknät* © Trafikverket (2020) samt skiktet *AY Ytskikt med fastigheter och samfälligheter* i datamängden *GSD-Fastighetskartan vektor* © Lantmäteriet (2020). Antalet befintliga körfält har bedömts utifrån datamängderna *Antal körfält* © Trafikverket (2020) och *Förbjuden färdriktning* © Trafikverket (2020), samt genom en kompletterande okulär analys av datamängden *Ortofoto* © Lantmäteriet (2020). Antalet befintliga cykelbanor inom studieområdets gaturum har bedömts utifrån datamängden *Vägtrafiknät* © Trafikverket (2020). Antalet gångbanor inom gaturummen har bedömts genom okulär analys av datamängden *Ortofoto* © Lantmäteriet (2020).

Minimibredd för körfält respektive gång- och cykelbanor har hämtats från Malmö stads Fastighets- och gatukontors *Teknisk handbok*<sup>377</sup>, där följande mått är angivna: minsta totalbredd på en gata är 5,5 m, minsta körfältsbredd är 3,5 m, minsta bredd på cykelbana är 2,5 m och minsta bredd på gångbana är 1,5 m. Av dessa minimimått framgår att gator som enbart har ett körfält (enkelriktade gator) ska ha en minsta totalbredd på 5,5 m.

Det utrymme i gaturummets tvärsektion som är tillgänglig för implementering av BGG-system ges, inom förevarande analys, av ekvation 3.3 (gator med två eller fler körfält) respektive 3.4 (gator med ett körfält), där  $y$  är den bredd av gaturummets tvärsektion som är tillgänglig för implementering av BGG-system (uttryckt i m),  $y_{tot}$  är den genomsnittliga totala bredden på gaturummets tvärsektion (uttryckt i m) och  $z$ ,  $v$  respektive  $u$  är antalet körfält, cykelbanor respektive gångbanor inom gaturummet.

$$y = y_{tot} - (z3,5 + v2,5 + u1,5) \quad (3.3)$$

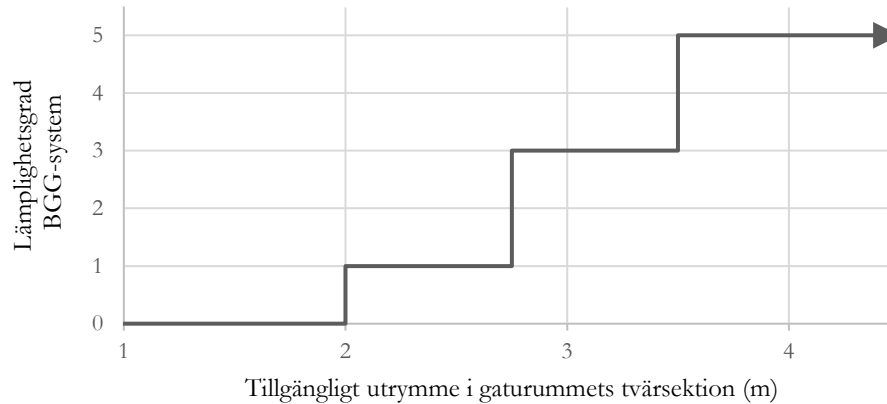
$$y = y_{tot} - (5,5 + v2,5 + u1,5) \quad (3.4)$$

**Standardisering:** Kriterium  $j_7$  är ett nyttokriterium, då en så större tillgänglig bredd innebär en högre lämplighet för implementering av BGG-system. Alla placeringsalternativ inom gaturum där  $y$  är större än 2 m, enligt ekvation 3.3 respektive 3.4, bedöms vara acceptabla. För kriteriet finns ett övre gränsvärde för när en ökning av det icke-standardiserade värdet ( $y$ ) upphör att medföra en högre lämplighet gällande implementering av BGG-system för ett placeringsalternativ – detta gränsvärde är 3,5 m. Intervallet av  $y$ -värden mellan 2 och 3,5 m omvandlas, enligt poängintervallförfarandet<sup>378</sup>, till den standardiserade skalan som avser lämplighet för implementering av BGG-system. För förevarande kriterium har den standardiserade skalan delats in i tre steg. Skalomvandlingen från det icke-standardiserade till den standardiserade skalan illustreras i figur 3.20.

<sup>377</sup> Malmö stad 2019.

<sup>378</sup> Se avsnitt 2.2.2.4.

### 3 Lämplighetskartläggning för implementering av BGG-system



**Figur 3.20.** Skalomvandling för kriterium j7 (utrymme i gaturummets tvärsektion). Linjediagram som visar skalomvandlingen från den icke-standardiserade (tillgängligt utrymme i gaturummets tvärsektion) till den standardiserade skalan (lämplighetsgrad för implementering av BGG-system) för kriterium j7.

#### 3.2.4.8 Utrymmeskonflikt med befintliga träd (j8)

**Kvantitativ definition:** Kriterium j8 avser huruvida de behandlade placeringsalternativen inom studieområdet är belägna inom rot- respektive droppzonen för befintliga gatuträd i olika ålders- och vitalitetsklasser. Trädens droppzon är marken under trädet inom de horisontella yttermåttarna hos trädkronan (trädets dropplinje)<sup>379</sup>, och dess rotzon antas, generellt sett, sträcka sig 4 m utanför de horisontella yttermåttarna hos trädkronan<sup>380</sup>. För bedömning av kriteriet har gatuträden inom studieområdet delats in i två åldersklasser baserat på huruvida de är yngre eller äldre än 10 år. Anledningen till detta är att unga träd kan antas ha ett mindre utvecklat rotsystem än etablerade träd, vilket följaktligen innebär att de utgör ett mindre omfattande hinder för implementering av BGG-system. För gatuträden finns en fyrgradig vitalitetsklassificering med klasserna god, måttlig, dålig respektive mycket dålig vitalitet – denna vitalitetsklassificering är baserad på *Standard för trädinventering i urban miljö*<sup>381</sup>. Gatuträdens vitalitetsnivå bedöms spela en betydande roll för lämplighetsgraden gällande implementering av BGG-system vid placeringsalternativ som är belägna inom deras dropp- eller rotzon.

**Standardisering:** I tabell 3.9 presenteras de olika kombinationerna av avstånd från, samt ålder och vitalitet hos, gatuträd som har använts för att bedöma utrymmeskonflikten mellan BGG-system och befintliga träd inom fallstudien. Ett värde enligt den kriteriegemensamma standardskalan gällande lämplighet för implementering av BGG-system presenteras för respektive kombination inom tabellen.

<sup>379</sup> Stockholms stad 2017a.

<sup>380</sup> Örebro kommun 2017.

<sup>381</sup> Östberg 2015.

**Tabell 3.9.** De olika kombinationerna av avstånd från, samt ålder och vitalitet hos, gatuträd som har använts för att bedöma lämpligheten för implementering av BGG-system vid de behandlade placeringsalternativen inom fallstudien med avseende på utrymmeskonflikten med befintliga gatuträd. Standardiserat värde\* anges för respektive kombination.

| Beskrivning   | Standardiserat värde*                 |
|---|---------------------------------------|
| Placeringsalternativ utanför samtliga gatuträds rotzon.   | 5                                     |
| Placeringsalternativ inom rotzonen hos unga eller etablerade gatuträd med dålig eller mycket dålig vitalitet.   | 3                                     |
| Placeringsalternativ inom rotzonen hos unga gatuträd med god eller måttlig vitalitet.                           | 2                                     |
| Placeringsalternativ inom droppzonen hos unga eller etablerade gatuträd med dålig eller mycket dålig vitalitet. | 2                                     |
| Placeringsalternativ inom rotzonen hos etablerade gatuträd med god eller måttlig vitalitet.                     | 1                                     |
| Placeringsalternativ inom droppzonen hos unga eller etablerade träd med god eller måttlig vitalitet.            | Icke-acceptabla placeringsalternativ. |

Tabellnoter: \* Värde enligt standardiserad skala som avser lämpligheten för implementering av BGG-system. De olika kombinationerna av avstånd från, samt ålder och vitalitet hos, gatuträd kan anta ett värde från 1 till 5; 1 motsvarar den lägsta acceptabla lämplighetsgraden för implementering av BGG-system med avseende på utrymmeskonflikt med befintliga träd, medan 5 motsvarar den högsta lämplighetsgraden.

### 3.2.5 Definiering av inbördes viktförhållande mellan kriterier

Den inbördes viktfordelningen mellan de identifierade kriterierna inom fallstudien har upprättats i samråd med Kent Fridell. Viktallokeringen är genomförd enligt betygsättningsmetoden<sup>382</sup> med de, för studieområdet, platsspecifika förutsättningarna gällande dagvattenhantering, samt de förekommande intervallen av icke-standardiserade värden gentemot respektive kriterium, tagna i beaktande. De två kriteriegrupperna inom fallstudien har behandlats åtskilt vid viktillskrivningen genom att en inbördes viktfordelning definierats för respektive grupp. Ett antal olika överordnade viktfordelningar mellan kriteriegrupperna kommer att undersökas inom fallstudien, vilket görs för att simulera olika, potentiellt förekommande, platsspecifika förutsättningar gällande förhållandet mellan (i) behovet av BGG-systemens hydrologiska funktionalitet och (ii) det utrymme som finns tillgängligt för implementering av BGG-system. I tabell 3.10 presenteras den, enligt betygsättningsmetoden, definierade viktfordelningen mellan kriterierna samt de olika viktfordelningar mellan kriteriegrupperna som undersöks inom fallstudien. För kriteriegruppsvikterna har ett värde mellan 0 och 1 använts. Vidare är summan av viktvärdena för de två kriteriegrupperna lika med 1 för respektive undersökt viktfordelning mellan kriteriegrupperna.

<sup>382</sup> Se avsnitt 2.2.2.5.

### 3 Lämplighetskartläggning för implementering av BGG-system

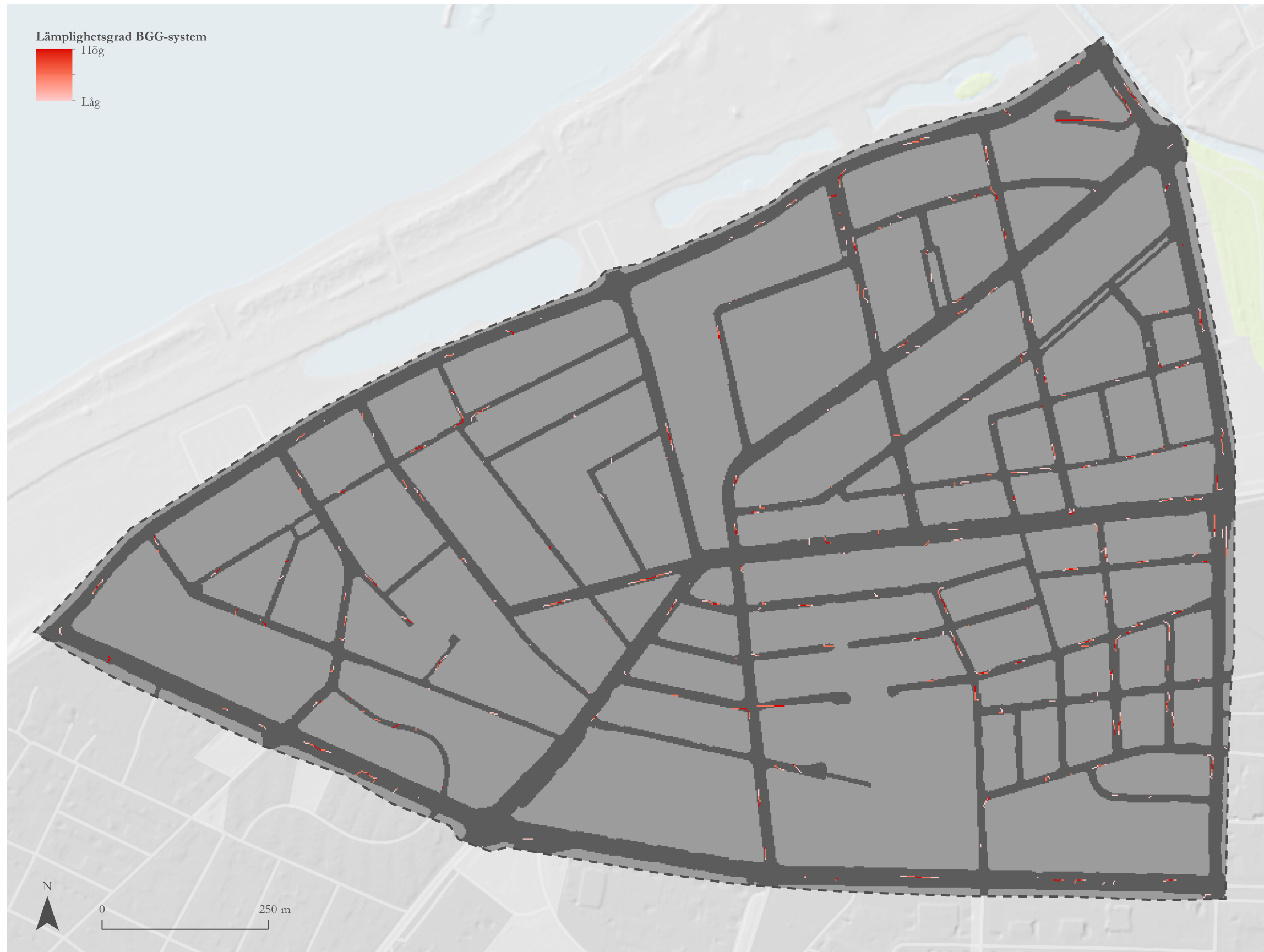
**Tabell 3.10.** I tabellen presenteras den, inom fallstudien, upprättade viktfordelningen mellan de behandlade kriterierna, där  $w_g$  är det normaliserade viktvaerdet för kriteriegrupp  $g$  enligt den överordnade viktfordelningen mellan kriteriegrupperna (de tre olika viktfordelningarna  $i$ ,  $ii$  respektive  $iii$  kommer att undersökas inom fallstudien),  $w_{jg}^*$  är betyget för kriterium  $j$  gentemot övriga kriterier inom grupp  $g$  enligt den tillämpade betygsskalan (0 till 100) inom betygsättningsmetoden,  $w_{jg}$  är det normaliserade viktvaerdet för kriterium  $j$  gentemot övriga kriterier inom grupp  $g$  enligt betygsättningsmetoden och  $w_j$  är det normaliserade viktvaerdet för kriterium  $j$  gentemot övriga kriterier inom båda kriteriegrupperna. Ett normaliserat viktvaerde  $w_j$  presenteras för respektive viktfordelning mellan kriteriegrupperna ( $i$ ,  $ii$  och  $iii$ ).

| (Grupp) Kriterium  | $w_g$                              | $w_{jg}^*$ | $w_{jg}$ | $w_{jg}w_g = w_j$                |
|--|------------------------------------|------------|----------|----------------------------------|
| (g1) j1 – Tillförsel av dagvattenvolym.                                  |                                    | 100        | 0,400    | (i) 0,200 (ii) 0,300 (iii) 0,100 |
| (g1) j2 – Koncentration av föroreningar i tillfört dagvatten.            |                                    | 50         | 0,200    | (i) 0,100 (ii) 0,150 (iii) 0,050 |
| (g1) j3 – Konsekvenser av översvämning i nedströms liggande landområden. | (i) 0,5<br>(ii) 0,75<br>(iii) 0,25 | 30         | 0,120    | (i) 0,060 (ii) 0,090 (iii) 0,030 |
| (g1) j4 – Marklutning.   |                                    | 20         | 0,080    | (i) 0,040 (ii) 0,060 (iii) 0,020 |
| (g1) j5 – Typ av avloppssystem.  |                                    | 50         | 0,200    | (i) 0,100 (ii) 0,150 (iii) 0,050 |
| (g2) j6 – Trafikbelastning.  |                                    | 60         | 0,255    | (i) 0,127 (ii) 0,064 (iii) 0,191 |
| (g2) j7 – Utrymme i gaturummets tvärsektion.                             | (i) 0,5<br>(ii) 0,25<br>(iii) 0,75 | 100        | 0,426    | (i) 0,213 (ii) 0,106 (iii) 0,320 |
| (g2) j8 – Utrymmeskonflikt med befintliga träd.                          |                                    | 75         | 0,319    | (i) 0,160 (ii) 0,080 (iii) 0,239 |

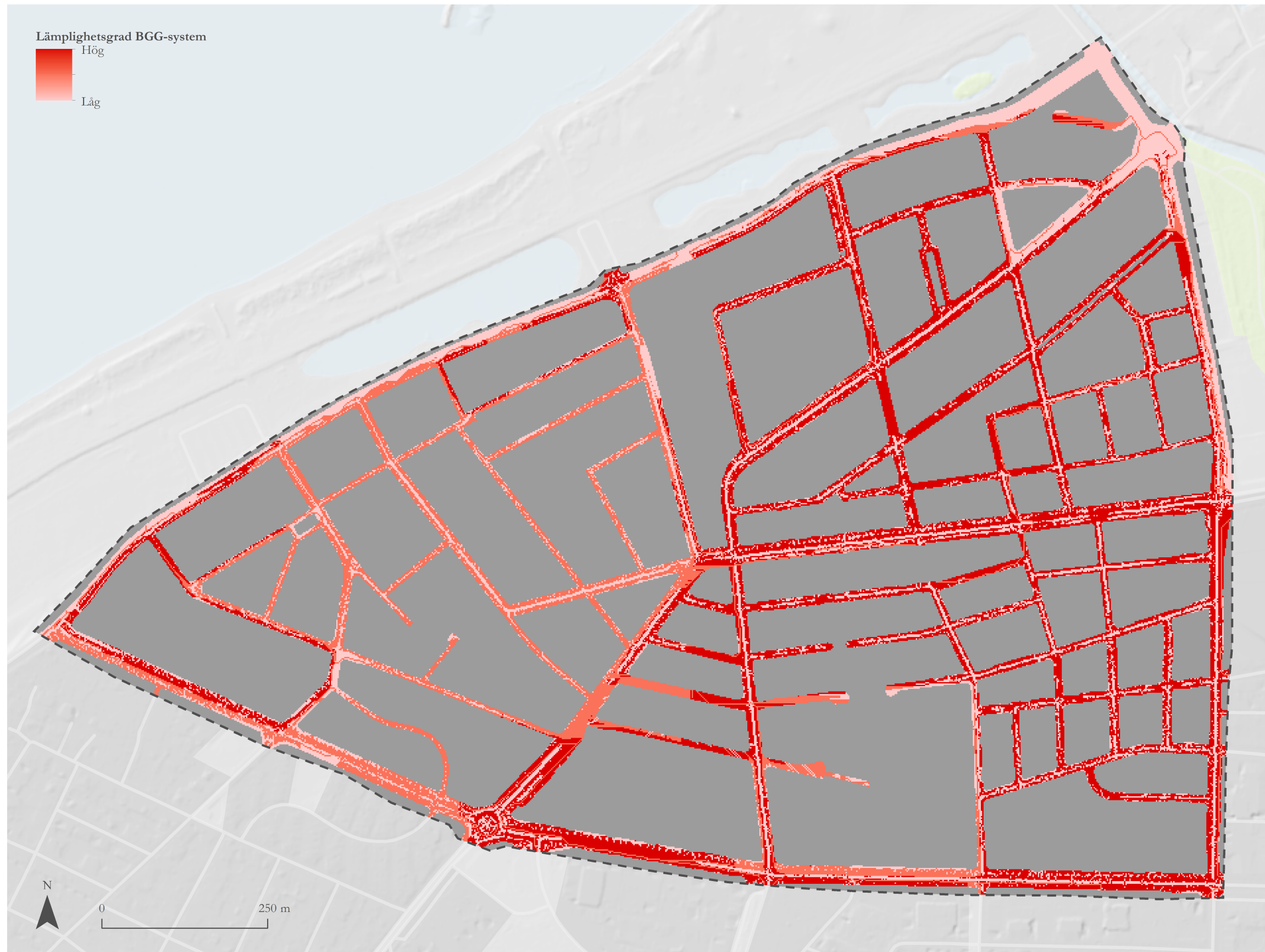
#### 3.2.6 Upprättande av kriteriedatalager

Inom förevarande avsnitt presenteras de datalager som upprättats för att representera respektive standardiserat och viktjusterat kriterium inom fallstudien – se figur 3.21 till 3.28. De kriterierepresentande datalagren har baserats på den underlagsdata som presenteras i tabell 3.5. Den tillämpade rasterupplösningen inom fallstudieanalysen är sådan att varje pixel 2 gånger 2 m – detta val av upplösning har styrts av upplösningen hos den underliggande källdata som använts. I bilaga 2 redovisas flödesscheman för arbetsgången vid framtagandet av de datalager som presenteras nedan.

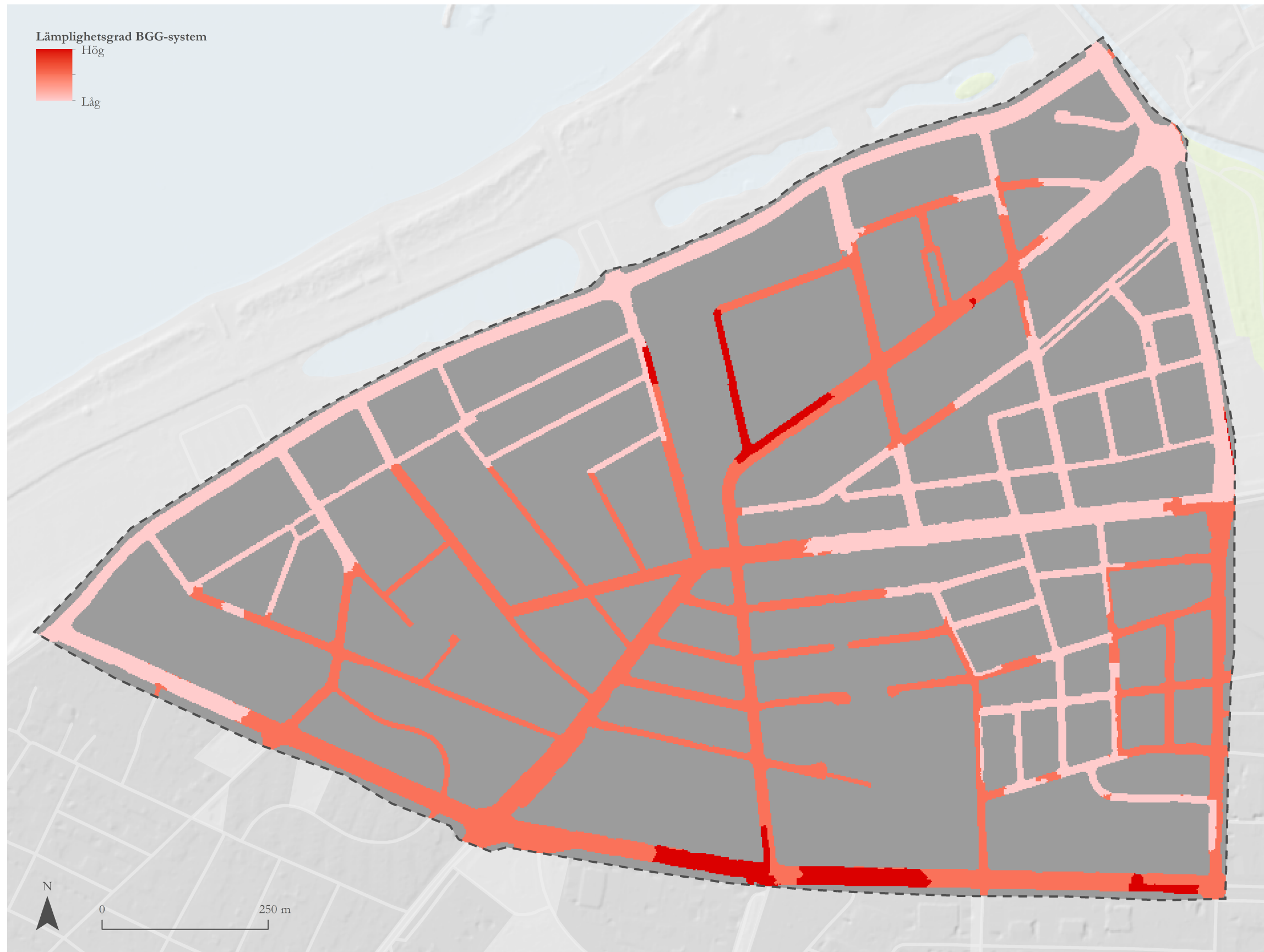




**Figur 3.21.** Presentation av standardiserat datalager för kriterium J<sub>1</sub> (tillförsel av dagvattenvolym) inom studieområdet för fallstudien (grå streckad linje). Ljusgrå områden representerar icke-acceptabla placeringalternativ enligt de booleska avgränsningarna för fallstudien – se avsnitt 3.2.2. Mörkgrå områden representerar icke-acceptabla placeringalternativ – inom de booleska avgränsningarna – med avseende på kriterium J<sub>1</sub>. Acceptabla placeringalternativ gentemot kriterium J<sub>1</sub> presenteras enligt en färggradient från ljus- till mörkeröd som representerar låg till hög lämplighet för implementering av BGG-system med avseende på vederbörande kriterium.

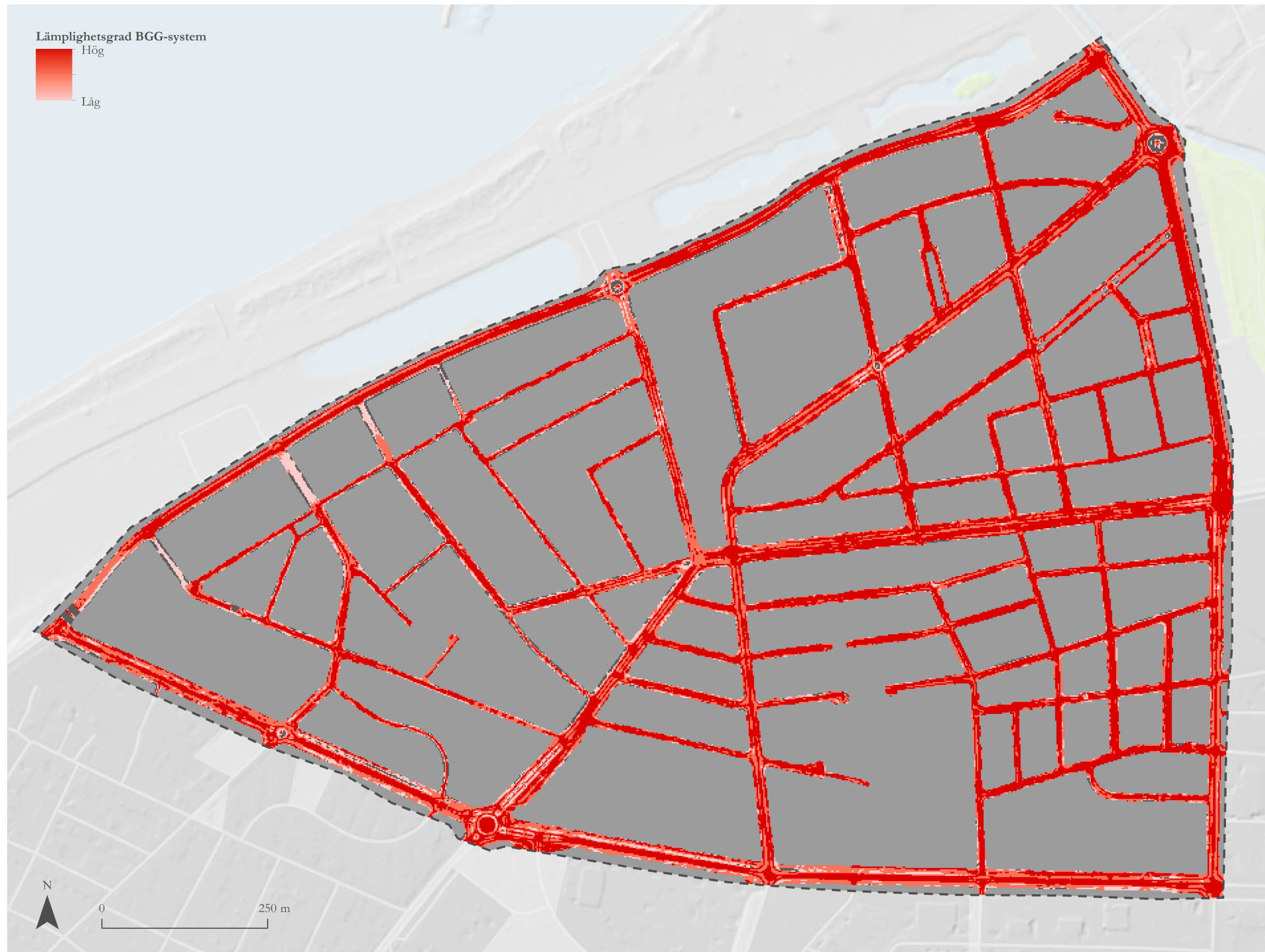


**Figur 3.22.** Presentation av standardiserat datalager för kriterium J<sub>2</sub> (koncentration av föroreningar i tillfört dagvatten) inom studieområdet för fallstudien (grå streckad linje). Ljusgrå områden representerar icke-acceptabla placeringalternativ enligt de booleska avgränsningarna för fallstudien – se avsnitt 3.2.2. Behandlade placeringalternativ presenteras enligt en färggradient från ljus- till mörkeröd som representerar låg till hög lämplighet för implementering av BGG-system med avseende på kriterium J<sub>2</sub>.

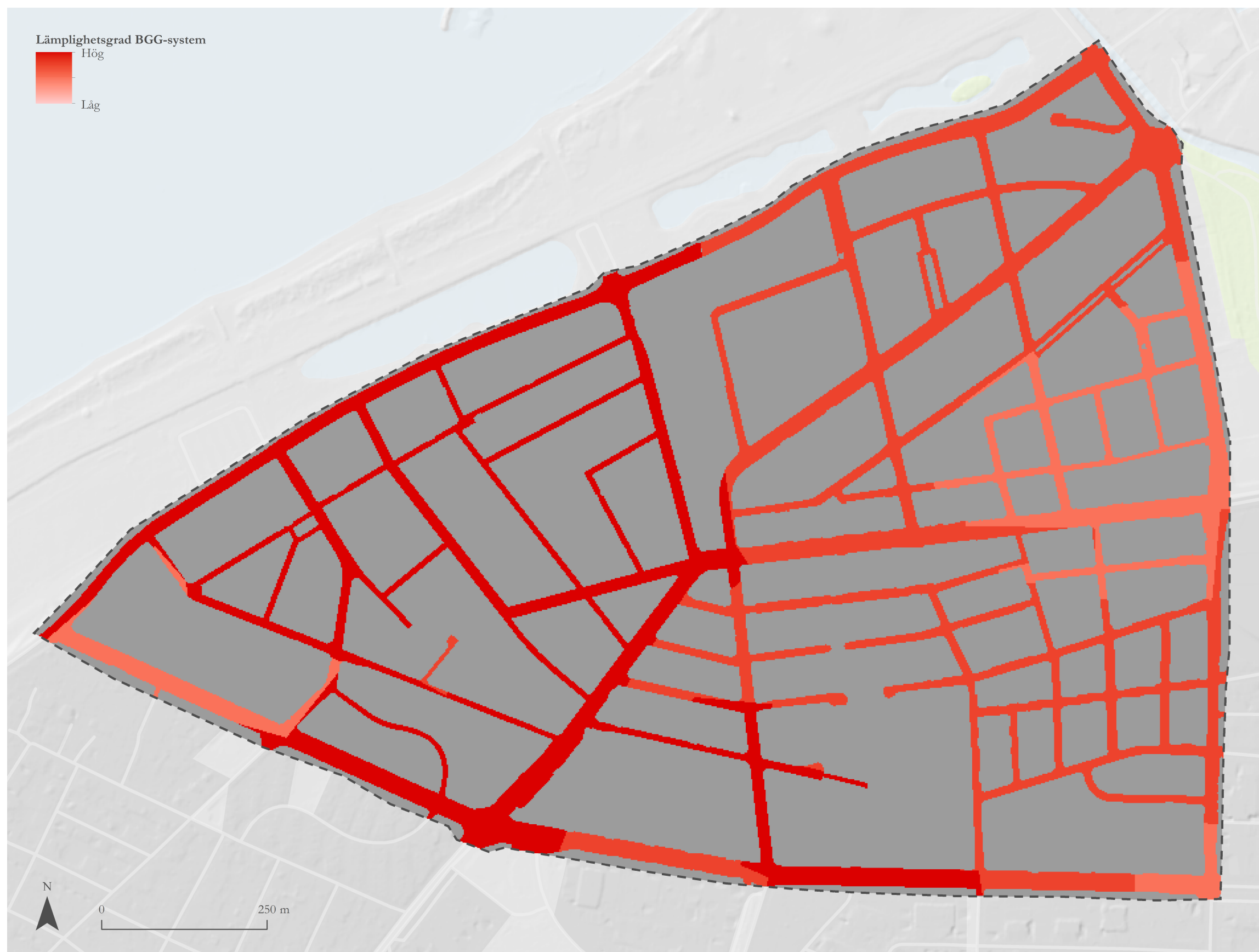


**Figur 3.23.** Presentation av standardiserat datalager för kriterium j3 (konsekvenser av översvämning i nedströms liggande landområden) inom studieområdet för fallstudien (grå streckad linje). Ljusgrå områden representerar icke-acceptabla placeringalternativ enligt de booleska avgränsningarna för fallstudien – se avsnitt 3.2.2. Behandlade placeringalternativ presenteras enligt en färggradient från ljus- till mörkeröd som representerar låg till hög lämplighet för implementering av BGG-system med avseende på kriterium j3.

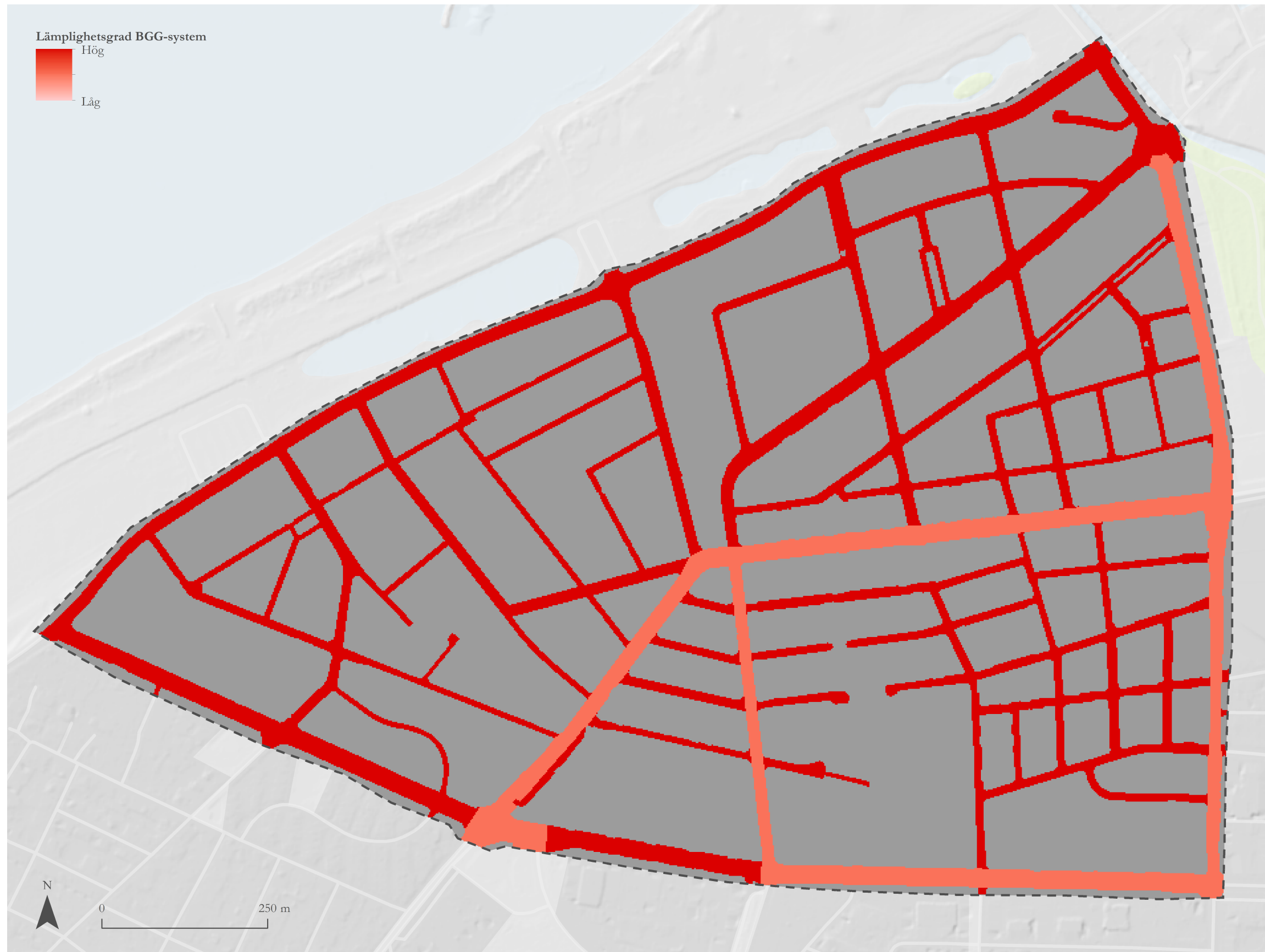
### 3 Lämplighetskartläggning för implementering av BGG-system



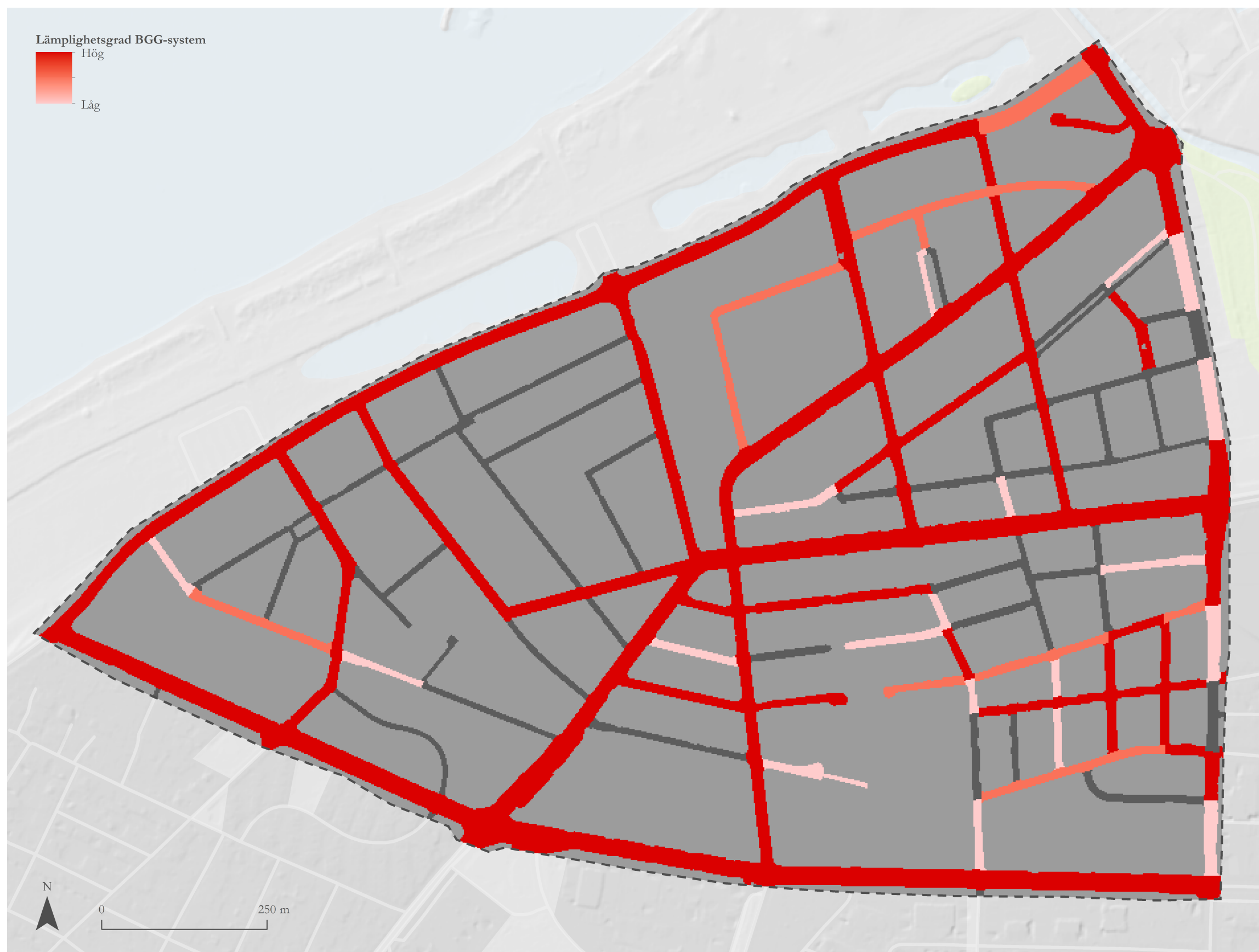
**Figur 3.24.** Presentation av standardiserat datalager för kriterium j4 (marklutning) inom studieområdet för fallstudien (grå streckad linje). Ljusgrå områden representerar icke-acceptabla placeringalternativ enligt de booleska avgränsningarna för fallstudien – se avsnitt 3.2.2. Mörkgrå områden representerar icke-acceptabla placeringalternativ – inom de booleska avgränsningarna – med avseende på kriterium j4. Acceptabla placeringalternativ gentemot kriterium j4 presenteras enligt en färggradient från ljus- till mörkröd som representerar låg till hög lämplighet för implementering av BGG-system med avseende på vederbörande kriterium.



**Figur 3.25.** Presentation av standardiserat datalager för kriterium j5 (typ av avloppssystem) inom studieområdet för fallstudien (grå streckad linje). Ljusrä områden representerar icke-acceptabla placeringalternativ enligt de booleska avgränsningarna för fallstudien – se avsnitt 3.2.2. Behandlade placeringalternativ presenteras enligt en färggradient från ljus- till mörkröd som representerar låg till hög lämplighet för implementering av BGG-system med avseende på kriterium j5.

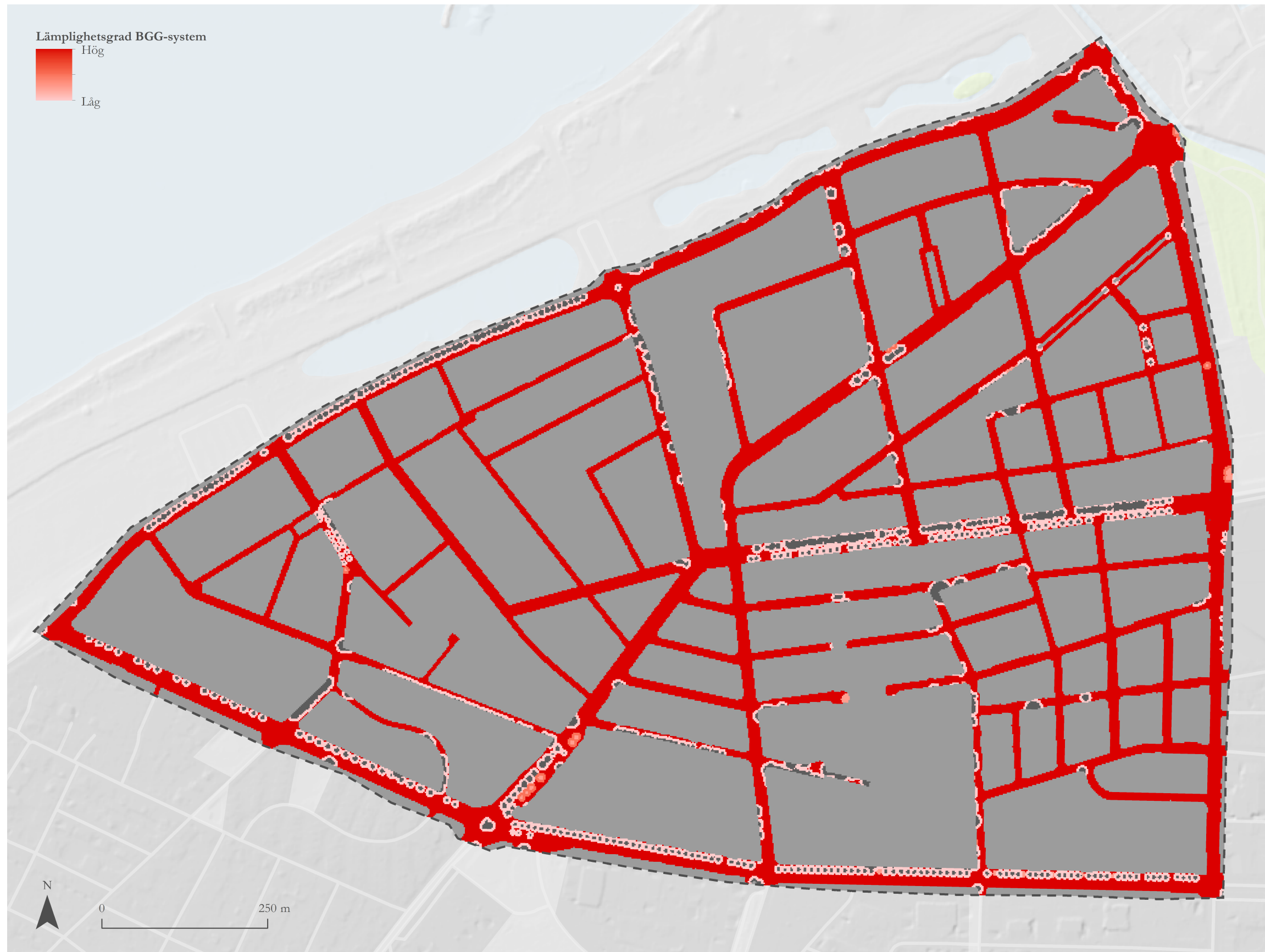


**Figur 3.26.** Presentation av standardiserat datalager för kriterium j<sub>6</sub> (trafikbelastning) inom studieområdet för fallstudien (grå streckad linje). Ljusgrå områden representerar icke-acceptabla placeringalternativ enligt de booleska avgränsningarna för fallstudien – se avsnitt 3.2.2. Behandlade placeringalternativ presenteras enligt en färggradient från ljus- till mörkröd som representerar låg till hög lämplighet för implementering av BGG-system med avseende på kriterium j<sub>6</sub>.



**Figur 3.27.** Presentation av standardiserat datalager för kriterium J7 (utrymme i gaturummets tvärsektion) inom studieområdet för fallstudien (röd streckad linje). Ljusgrå områden representerar icke-acceptabla placeringalternativ enligt de booleska avgränsningarna för fallstudien – se avsnitt 3.2.2. Mörkgrå områden representerar icke-acceptabla placeringalternativ – inom de booleska avgränsningarna – med avseende på kriterium J7. Acceptabla placeringalternativ gentemot kriterium J7 presenteras enligt en färggradient från ljus- till mörkröd som representerar låg till hög lämplighet för implementering av BGG-system med avseende på vederbörande kriterium.

### 3 Lämplighetskartläggning för implementering av BGG-system



**Figur 3.28.** Presentation av standardiserat datalager för kriterium J8 (utrymmeskonflikt med befintliga träd) inom studieområdet för fallstudien (örå streckad linje). Ljusgrå områden representerar icke-acceptabla placeringalternativ enligt de booleska avgränsningarna för fallstudien – se avsnitt 3.2.2. Mörkgrå områden representerar icke-acceptabla placeringalternativ – inom de booleska avgränsningarna – med avseende på kriterium J8. Acceptabla placeringalternativ gentemot kriterium J8 presenteras enligt en färggradient från ljus- till mörkröd som representerar låg till hög lämplighet för implementering av BGG-system med avseende på vederbörande kriterium.



### 3.2.7 Sammanräkning av kriteriedatalager

Lämplighetskartläggningar av det behandlade studieområdet med avseende på placeringar för implementering av blågröngrå system presenteras inom föreliggande avsnitt. Dessa erhålls genom sammanräkning av de viktjusterade och standardiserade kriteriedatalager som presenteras i avsnitt 3.2.6 enligt beslutsregeln för den linjära additiva metoden<sup>383</sup>.

I figur 3.29 och 3.30 redovisas resultatet av åtskilda sammanräkningar av de kriterierepresentierande datalagren som tillhör respektive tematisk kriteriegrupp. För denna sammanräkning har de normaliserade viktvärdena  $w_{jg}$ <sup>384</sup>, vilka representerar den relativa vikten för kriterium  $j$  gentemot övriga kriterier inom samma kriteriegrupp, tillämpats. Ifrågavarande figurer visar således en lämplighetskartläggning gällande placeringar för implementering av BGG-system utifrån (i) aspekter som styr BGG-systemens hydrologiska funktionalitet på den givna platsen respektive (ii) aspekter som är avgörande för det utrymme som finns tillgängligt för implementering av BGG-system.

Fullständiga sammanräkningar, vilka omfattar samtliga behandlade kriterier inom fallstudien och är baserade på de normaliserade viktvärdena  $w_j$ <sup>385</sup>, presenteras i figur 3.31 till 3.33. I vederbörande figurer presenteras en sammanräkning grundad på respektive viktfordelning mellan kriteriegrupper  $w_g$ <sup>386</sup> – och de normaliserade viktvärden  $w_j$  som dessa kriteriegruppsviktfordelningar ger upphov till – som anges inom avsnitt 3.2.5. För samtliga sammanräknade datalager som presenteras inom detta avsnitt har en selektion av de placeringsalternativ som faller inom den övre kvartilen gällande deras lämplighet för implementering av BGG-system gjorts genom omklassificering. Därefter har de datalager som representerar ifrågavarande selektion aggregerats i enlighet med anvisningarna inom avsnitt 3.1.7. Utifrån fallstudiens kontextuella förutsättningar, med avseende på studieområdets storlek och analysresultatets önskade överskådligheten, har kvadratiska aggregeringszoner med 20 m långa sidor bedömts vara passande. Inom förevarande avsnitt presenteras endast lämplighetskartläggningar i form av de aggregerade datalagren för respektive sammanräkning – de icke-aggregerade datalagren presenteras i bilaga 4. I bilaga 2 redovisas flödesscheman över arbetsgången vid framtagandet av de datalager som presenteras nedan.

---

<sup>383</sup> Se ekvation 2.1.

<sup>384</sup> Se avsnitt 3.2.5.

<sup>385</sup> Se avsnitt 3.2.5.

<sup>386</sup> Se avsnitt 3.2.5.

### 3 Lämplighetskartläggning för implementering av BGG-system



**Figur 3.29.** *Lämplighetskartläggning baserad på kriterierna inom kriteriegrupp  $g_1$  (aspekter som styr BGG-systemens hydrologiska funktionalitet på platsen). Presentation av aggregerade zoner (20 gånger 20 m) som innehåller selekterade placeringsalternativ (övre kvartil gällande lämplighet för implementering av BGG-system). Baserat på det sammanräknade datalager som omfattar kriterierna inom kriteriegrupp  $g_1$  (aspekter som styr BGG-systemens hydrologiska funktionalitet på platsen) och är baserat på de normaliserade viktvärdena  $w_{jg}$  som presenteras i avsnitt 3.2.5. Aggregeringszoner presenteras enligt en färggradient från ljus- till mörkeröd som representerar ett lågt till högt antal selekterade placeringsalternativ (rasterpixlar som är 2 gånger 2 m) inom aggregeringszonen. Studieområdet för fallstudien är markerat med en grå streckad linje.*



**Figur 3.30.** *Lämplighetskartläggning baserad på kriterierna inom kriteriegrupp g<sub>2</sub> (aspekter som är avgörande för det utrymme som finns tillgängligt för implementering av BGG-system på platsen). Presentation av aggregerade zoner (20 gånger 20 m) som innehåller selekterade placeringsalternativ (övre kvartil gällande lämplighet för implementering av BGG-system). Baserat på det sammanräknade datalager som omfattar kriterierna inom kriteriegrupp g<sub>2</sub> (aspekter som är avgörande för det utrymme som finns tillgängligt för implementering av BGG-system på platsen) och är baserat på de normaliserade viktvärdena  $w_{jg}$  som presenteras i avsnitt 3.2.5. Aggregeringszoner presenteras enligt en färggradient från ljus- till mörkeröd som representerar ett lågt till högt antal selekterade placeringsalternativ (rasterpixlar som är 2 gånger 2 m) inom aggregeringszonen. Studieområdet för fallstudien är markerat med en grå streckad linje. För detta datalager har samtliga placeringsalternativ med det högsta möjliga sammanräknade lämplighetsvärdet selekterats, vilket är mer en fjärdedel av det totala antalet placeringsalternativ.*

### 3 Lämplighetskartläggning för implementering av BGG-system



**Figur 3.31.** *Lämplighetskartläggning baserad på samtliga kriterier och den första (i) överordnade viktfordelningen mellan kriteriegrupperna. Presentation av aggregerade zoner (20 gånger 20 m) som innehåller selekterade placeringsalternativ (övre kvartil gällande lämplighet för implementering av BGG-system). Baserat på det sammanräknade datalager som omfattar samtliga kriterier inom fallstudien och de normaliserade kriterieviktarna  $w_j$  för den första (i) överordnade viktfordelningen mellan kriteriegrupperna som presenteras i avsnitt 3.2.5. Aggregeringszoner presenteras enligt en färggradient från ljus- till mörkröd som representerar ett lågt till högt antal selekterade placeringsalternativ (rasterpixlar som är 2 gånger 2 m) inom aggregeringszonen. Studiemrådet för fallstudien är markerat med en grå streckad linje.*



**Figur 3.32.** *Lämplighetskartläggning baserad på samtliga kriterier och den andra (ii) överordnade viktfordelningen mellan kriteriegrupperna. Presentation av aggregerade zoner (20 gånger 20 m) som innehåller selekterade placeringsalternativ (övre kvartil gällande lämplighet för implementering av BGG-system). Baserat på det sammanräknade datalager som omfattar samtliga kriterier inom fallstudien och de normaliserade kriterieviktterna  $w_j$  för den andra (ii) överordnade viktfordelningen mellan kriteriegrupperna som presenteras i avsnitt 3.2.5. Aggregeringszoner presenteras enligt en färggradient från ljus- till mörkröd som representerar ett lågt till högt antal selekterade placeringsalternativ (rasterpixlar som är 2 gånger 2 m) inom aggregeringszonen. Studiemrådet för fallstudien är markerat med en grå streckad linje.*

### 3 Lämplighetskartläggning för implementering av BGG-system



**Figur 3.33.** *Lämplighetskartläggning baserad på samtliga kriterier och den tredje (iii) överordnade viktfordelningen mellan kriteriegrupperna. Presentation av aggregerade zoner (20 gånger 20 m) som innehåller selekterade placeringsalternativ (övre kvartil gällande lämplighet för implementering av BGG-system). Baserat på det sammanräknade datalager som omfattar samtliga kriterier inom fallstudien och de normaliserade kriterievikterna  $w_j$  för den tredje (iii) överordnade viktfordelningen mellan kriteriegrupperna som presenteras i avsnitt 3.2.5. Aggregeringszoner presenteras enligt en färggradient från ljus- till mörkröd som representerar ett lågt till högt antal selekterade placeringsalternativ (rasterpixlar som är 2 gånger 2 m) inom aggregeringszonen. Studiemrådet för fallstudien är markerat med en grå streckad linje.*

### 3.2.8 Känslighetsanalys av kriterievikter

Resultatet av den känslighetsanalysprocess enligt en-åt-gången-metodiken som beskrivs i avsnitt 2.2.10 och 3.1.8, applicerad i förevarande fallstudiesammanhang, presenteras inom detta avsnitt. Det numeriska osäkerhetsintervallet för de normaliserade viktvärdena  $w_j$ <sup>387</sup> som tillämpas inom känslighetsanalysen har – i samråd med Kent Fridell i samband med fallstudiens viktallokeringsprocess – bestämts vara  $\pm 0,05$ . Detta har resulterat i de viktfordelningar som presenteras i bilaga 5, vilka ligger till grund för de sjutton sammanräknade datalager som upprättats och summerats inom känslighetsanalysen. Ett av dessa sjutton sammanräknade datalager är det som upprättats med oförändrade normaliserade kriterieviktsvärden  $w_j$  i analyssteg 3.1.7 enligt den första (i) överordnade viktfordelningen mellan kriteriegrupper  $w_g$ . Känslighetsanalysen är avgränsad till att behandla de normaliserade viktvärden  $w_j$  som baserats på den första (i) överordnade viktfordelningen mellan kriteriegrupper  $w_g$ <sup>388</sup>.

I figur 7.21 i bilaga 4 presenteras en kartläggning av studieområdet gällande den placeringsmässiga lämpligheten för implementering av BGG-system, inom vilken det ovannämnda osäkerhetsintervallet för kriteriernas normaliserade viktvärden  $w_j$  införlivats enligt utsagorna i avsnitt 3.1.8. I figur 3.34 presenteras en aggregering av selekterade placeringsalternativ, vilka faller inom den övre kvartilen gällande deras lämplighet för implementering av BGG-system baserat på det sammanräknade datalager som presenteras i figur 7.21. Aggregeringen har genomförts i enlighet med anvisningarna i avsnitt 3.1.7, samt med samma rasterupplösning för aggregeringszonerna som angivits inom avsnitt 3.2.7. I bilaga 2 redovisas arbetsgången vid utförandet av känslighetsanalysen i form av ett flödesschema.

---

<sup>387</sup> Se avsnitt 3.2.5.

<sup>388</sup> Se avsnitt 3.2.5.

### 3 Lämplighetskartläggning för implementering av BGG-system

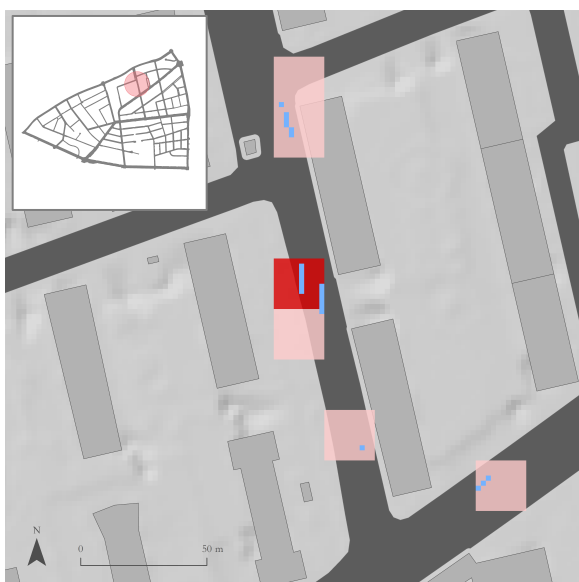


**Figur 3.34.** *Lämplighetskartläggning baserad på resultatet av känslighetsanalysen inom fallstudien. Presentation av aggregerade zoner (20 gånger 20 m) som innehåller selekterade placeringsalternativ (övre kvartil gällande lämplighet för implementering av BGG-system). Baserat på det summerade datalager som upprättats genom fallstudiens känslighetsanalys och presenteras i figur 7.21. Aggregeringszoner presenteras enligt en färggradient från ljus- till mörkröd som representerar ett lågt till högt antal selekterade placeringsalternativ (rasterpixlar som är 2 gånger 2 m) inom aggregeringszonen. Studiemrådet för fallstudien är markerat med en grå streckad linje.*

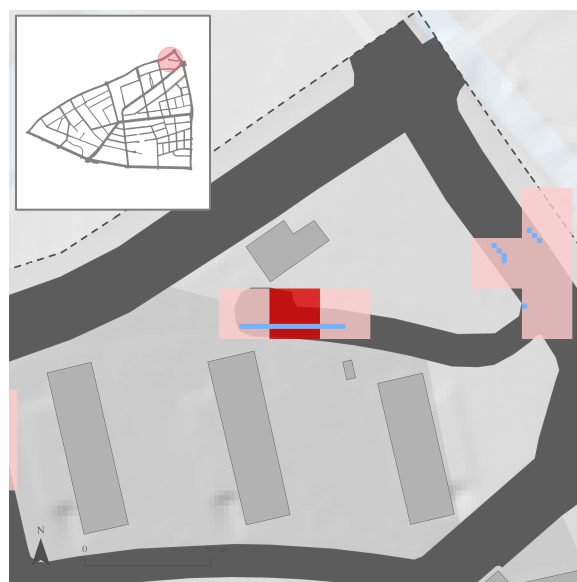


## 3.2.9 Identifiering av de lämpligaste platserna för implementering av BGG-system

Utifrån resultatet av känslighetsanalysen som utförts inom avsnitt 3.2.8 har de två aggregeringszoner som innehåller flest antal placeringsalternativ (rasterpixlar som är 2 gånger 2 m) inom den övre kvartilen gällande deras sammanräknade och känslighetsanalyserade lämplighet för implementering av BGG-system<sup>389</sup> identifierats. Detta har gjorts i syfte att besvara den andra frågan (2) i frågeställningen som presenteras inom avsnitt 1.2. Vederbörande aggregeringszoner utgör, baserat på förevarande fallstudieapplicering av planeringsstödet, de lämpligaste placeringarna att rikta fortsatta, mer detaljorienterade, analyser och undersökningar gällande lämpligheten för implementering av BGG-system mot. I nedanstående figurer redovisas de identifierade aggregeringszonerna, samt deras läge inom studieområdet.



**Figur 3.35.** *Den första av de två lämpligaste platserna för BGG-system inom studieområdet. Den första identifierade aggregeringszonen (mörkröd), vilken innehåller flest placeringsalternativ (rasterpixlar som är 2 gånger 2 m) inom den övre kvartilen gällande deras sammanräknade och känslighetsanalyserade lämplighet för implementering av BGG-system (blå). Övriga aggregeringszoner som innehåller selekterade placeringsalternativ enligt planeringsstödet känslighetsanalys – se figur 3.34 – presenteras i ljusrött. I övre västra hörnet visas aggregeringszonens läge inom studieområdet.*



**Figur 3.36.** *Den andra av de två lämpligaste platserna för BGG-system inom studieområdet. Den andra identifierade aggregeringszonen (mörkröd), vilken innehåller näst flest placeringsalternativ (rasterpixlar som är 2 gånger 2 m) inom den övre kvartilen gällande deras sammanräknade och känslighetsanalyserade lämplighet för implementering av BGG-system (blå). Övriga aggregeringszoner som innehåller selekterade placeringsalternativ enligt planeringsstödet känslighetsanalys – se figur 3.34 – presenteras i ljusrött. I övre västra hörnet visas aggregeringszonens läge inom studieområdet. Studieområdesgränsen för fallstudien är markerat med en grå streckad linje.*

<sup>389</sup> Se figur 3.34.

## 4 Diskussion och slutsatser

Inom uppsatsens avslutande diskussionsdel förs reflekterande resonemang angående undersökningens metodik, genomförande och resultat, vilket i huvudsak görs i avsikt att behandla fråga 3 inom uppsatsens frågeställning<sup>390</sup>. Vidare presenteras slutsatser baserade på uppsatsens inledande problemformulering samt förslag till fortsatt forskning inom undersökningsämnet.

### 4.1 Utvärdering av planeringsstödet

#### 4.1.1 Ställningstaganden, osäkerhetskällor och osäkerhetshantering

En genomgående svårighet vid utvecklingen av planeringsstödet var balansgången mellan att, å ena sidan, uppnå lättillgänglighet och en relativt okomplicerad analysprocess, och att, å andra sidan, upprätta ett analytiskt ramverk som ger ett så rättvisande och icke-simplifierat resultat som möjligt. Då implementeringen av infrastrukturella lösningar för hållbar dagvattenhantering i synnerhet begränsas av svårigheterna gällande kommunikation och koordinering mellan involverade aktörer<sup>391</sup>, har ambitionen att låta planeringsstödet vara lättillgängligt och övergripande bedömts väga tyngre än analysresultatets exakthet i den ovanstående avvägningen. Denna bedömning har stärkts ytterligare av att planeringsstödet avses utgöra ett redskap för översiktliga planeringsförfaranden i ett tidigt skede av planeringsprocessen, vilken bör kompletteras med mer detaljerade och tekniskt djupgående analyser för att validera och vidareutveckla dess resultat.

Att behandla både aspekter som är avgörande för (i) BGG-systemens funktionalitet på platsen och (ii) det utrymme som finns tillgängligt för implementering av BGG-system inom samma flerkriterieanalys visade sig vara relativt komplicerat under arbetets gång. Uppdelningen av planeringsstödet kriterier i olika tematiska kriteriegrupper underlättar, vilket nämnts tidigare, den inbördes viktfordelningen mellan kriterierna inom samma kriteriegrupp. Svårigheten att bestämma ett numeriskt värde för viktförhållandet mellan kriterier av vitt skild karaktär kvarstår emellertid till viss del – denna viktallokering har endast lyfts från att behandla viktförhållandet mellan enskilda kriterier till att behandla grupper av kriterier. Trots att fallstudieappliceringen av planeringsstödet avgränsats till att behandla BGG-systemens hydrologiska funktionalitet, vilket medförde att kriterierna endast behövde delas upp i två grupper, var den ifrågasättande svårigheten att hantera kriterier av olika beskaffenhet påtaglig. Den viktfordelning mellan kriteriegrupper som tillämpats inom fallstudien för med sig ett visst mått av godtycke på grund av problematiken att kvantifiera förhållandet mellan (i) behovet av BGG-system och (ii) det tillgängliga utrymmet för implementering av BGG-system på platsen.

Undersökningen av resultatet av olika viktfordelningar mellan kriteriegrupper, vilken utfördes inom fallstudien<sup>392</sup>, visade att relativt stora förändringar av viktfordelningen mellan de behandlade kriteriegrupperna enbart orsakade mindre förändringar gällande de utgående lämplighetskartläggningarna. Trots detta kan sådana förändringar av viktfordelningen få omfattande konsekvenser om planeringsstödet tillämpas i en annan kontext, med andra kriterier eller med fler kriteriegrupper. Genom att involvera en större mångfald av aktörer vid urvalet av analysens kriterier, vilka representerar och har sakkunskap gällande olika aspekter av BGG-system och dess implementering,

---

<sup>390</sup> Se avsnitt 1.2.

<sup>391</sup> Se avsnitt 2.1.2.

<sup>392</sup> Se figur 3.31 till 3.33.

kan en mer välgrundad viktfordelning mellan kriterier av olika karaktär sannolikt erhållas. Dodgson et al.<sup>393</sup> framhåller detta som en viktig orsak till att en pluralism av relevanta perspektiv bör finnas representerade bland de expertaktörer som involveras i urval och viktning av kriterier inom analysprocessen. En mångdisciplinärt betingad expertinvolvering var, på grund av tidsbegränsningar, emellertid inte möjlig inom den fallstudieapplicering av planeringsstödet som utförts inom uppsatsen, vilket bör betraktas som en omständighet som sannolikt har haft negativa effekter på fallstudiens utfall.

Tillgången till erforderliga data visade sig, under fallstudieappliceringen av planeringsstödet, vara en begränsande faktor för analysförfarandet, vilken troligtvis har en utslagsgivande påverkan på resultatet vid tillämpning av planeringsstödet. Ett flertal aspekter som ansågs vara av betydelse för lämpligheten att implementera BGG-system diskuterades med uppsatsens handledare under fallstudiens genomförande. Vissa av dessa kunde dock inte behandlas som kriterier inom analysen, utan fick lämnas därhän till följd av en brist på tillgängliga data för att representera vederbörande aspekter i den GIS-miljö som analysen utfördes inom. En sådan brist gällande tillgången till erforderliga data kan leda till en ansenlig schematisering av analysen, vilket kan få negativa effekter på korrektheten hos dess resultat<sup>394</sup>. Det framkom exempelvis att placeringen för befintliga markförlagda ledningar samt ålder (renoveringsbehov) hos det befintliga avloppsledningsnätet är aspekter som bör tas i beaktande vid en lämplighetsbedömning som gäller placeringar av BGG-system. På grund av sekretesskäl kunde erforderliga data dock inte erhållas för att behandla dessa aspekter inom fallstudien. Dessa frågor bör, förutsatt att de inte införlivas i planeringsstödet analysprocess vid framtida tillämpning, undersökas inom de fortsatta, mer detaljorienterade, analyser som bör utföras för att validera den placeringsmässiga lämplighetsbedömningen som gjorts enligt planeringsstödet.

Datatillgången kan även vara styrande för hur respektive kriterium kvantifieras vid tillämpning av planeringsstödet, vilket följaktligen innebär att kriteriernas inverkan på analysförfarandet resultat beror på egenskaperna hos den ingående datan. Den kvantitativa definitionen av kriterium  $j\beta$  (utrymmeskonflikt med befintliga träd) inom fallstudien omarbetades exempelvis fullständigt – från en binär geografisk begränsning till ett graderat kriterium – efter att Malmös stads trädinventerings- och krontäckningsdata erhållits.

De vanligt förekommande metoderna för definiering av viktförhållandet mellan kriterier inom en flerkriteriebaserad beslutsanalys – vilka nämns inom avsnitt 2.2.7 – kan i förekommande fall ge upphov till missledande analysresultat. Detta eftersom det, vid tillämpning av de ifrågakvarande metoderna, i regel inte tas hänsyn till det intervall av icke-standardiserade kriterievärden som förekommer för de behandlade beslutsalternativen<sup>395</sup>. Uppsatsförfattaren gör emellertid bedömningen att detta kan bortses från inom den, för fallstudien, specifika besluts-kontexten. Denna bedömning grundas i att (i) den stora mängd beslutsalternativ som behandlats inom analysen har medfört att intervallet av icke-standardiserade kriterievärden är så brett att det, i flera fall, har behövt avgränsas till ett intervall av acceptabla värden samt att (ii) den involverade expertaktören inom fallstudien hade en god förmåga att approximera intervallet av förekommande icke-standardiserade kriterievärden inom studieområdet vid vikt-tillskrivningsprocessen. Om detta, av någon anledning, inte skulle gälla vid tillämpning av uppsatsens planeringsstöd inom en annan kontext, kan metoden som benämns *svängviktstekniken* (engelska: *swing weights technique*) användas för definiering av kriteriernas viktvärden<sup>396</sup>. Vid tillämpning av denna metod bestäms viktförhållandet mellan de

---

<sup>393</sup> 2009.

<sup>394</sup> Malczewski och Rinner 2015.

<sup>395</sup> Malczewski 2000; Dodgson et al. 2009; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>396</sup> Ibid.

## 4 Diskussion och slutsatser

behandlade kriterierna genom att jämföra en förändring från det minst, till det mest, önskvärda acceptabla icke-standardiserade värdet för respektive kriterium med motsvarande förändring för övriga kriterier<sup>397</sup>.

Den aggregeringsbaserade generaliseringen av de sammanräknade datalagren inom fallstudien<sup>398</sup> krävde att antaganden gjordes angående vad som var en lämplig storlek på de upprättade aggregeringszonerna. Denna bedömning grundade sig delvis på en generalisering av dimensionerna hos BGG-system – vilka egentligen kan variera stort mellan system som anläggs i olika sammanhang<sup>399</sup> – och präglas således av ett visst mått av godtycke. Detta präglar, som en effekt av MAEP, de sammanräknade och aggregerade datalager som utgör analysens resultat.

Om en aggregering av de sammanräknade rasterdatalagren görs inom tillämpningen av planeringsstödet bör den utförande analytikern alltid vara medveten om, och ta hänsyn till, att operationen resulterar i ett MAEP-påverkat datalager<sup>400</sup>. Det geografiska kluster av selekterade placeringsalternativ (rasterpixlar)<sup>401</sup> som det vore mest angeläget att rikta fortsatta undersökningar gällande lämpligheten att implementera BGG-system mot kan, som ett resultat av zonindelningsprocessen, komma att hamna vid gränserna mellan aggregeringszoner. Detta kan leda till att de selekterade placeringsalternativen inom det ifrågasvarande klustret delas upp mellan aggregeringszonerna. I en sådan situation skulle dessa zoner framstå som mindre lämpliga områden att undersöka för anläggande av BGG-system utifrån de aggregerade datalagren, jämfört med om aggregeringszonerna var placerade så att samtliga placeringsalternativ inom det ifrågasvarande klustret hamnade inom samma zon. Till följd av detta bör de datalager med aggregerade zoner som eventuellt upprättas vid tillämpning av planeringsstödet enbart användas parallellt med, och för att ge en överblick över, den mer högupplösta, icke-aggregerade kartläggningen av selekterade placeringsalternativ. Detta icke-aggregerade datalager bör betraktas som analysens faktiska lämplighetskartläggning.

Ett flertal olika zonindelningsmetoder kan tillämpas för att mildra effekterna av MAEP vid rasteraggregering<sup>402</sup> – exempelvis så kallad *parameterized region-growing*<sup>403</sup> eller *Zone DEsign System (ZDES)*<sup>404</sup>. Dessa metoder har, av uppsats-författaren, emellertid bedömts stå i konflikt med syftet inom förevarande uppsats genom att vara opåkallat komplicerade inom kontexten för det översiktliga rumsliga beslutsproblem som behandlas. För att reducera effekterna av MAEP vid tillämpning av planeringsstödet ytterligare skulle dess känslighetsanalys kunna breddas till att, utöver analysprocessens viktfordelning, även omfatta en undersökning av analysresultatets känslighet för förändringar av zonindelningsförfarandet vid en eventuell rasteraggregering. Malczewski och Rinner<sup>405</sup> föreslår exempelvis att dataaggregeringens MAEP-relaterade effekter på analysens resultat kan undersökas genom att, inom en känslighetsanalys, testa zonindelningar baserade på flera olika rasterupplösningar. Även om MAEP-effekterna inte kan undgås genom en sådan känslighetsanalys, kan kopplingen mellan vald aggregeringsupplösning och analysresultat utforskas och belysas<sup>406</sup>. Vidare skulle en likartad känslighetsanalys kunna genomföras genom att förskjuta zonindelningarna som tillämpas vid en eventuell dataaggregering, så att resultatet av olika zonindelningar med samma zonupplösning, men med varierande geografisk zonplacering, undersöks. Detta skulle likaledes kunna visa på de effekter som olika tillvägagångssätt för dataaggregering har på analysens resultat.

---

<sup>397</sup> Malczewski 2000.

<sup>398</sup> Se avsnitt 3.2.7 och 3.2.8.

<sup>399</sup> Thynell och Fridell 2019.

<sup>400</sup> Malczewski 2000; Heywood et al. 2011; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>401</sup> Se avsnitt 3.1.7.

<sup>402</sup> Malczewski 2000; Heywood et al. 2011; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>403</sup> Brookes 1997.

<sup>404</sup> Alvanides och Openshaw 1999.

<sup>405</sup> 2015.

<sup>406</sup> Malczewski och Rinner 2015.

Tillämpning av olika beslutsregler<sup>407</sup> leder, med stor sannolikhet, till olika utfall för analysen<sup>408</sup>. Då valet av tillämpad beslutsregel vanligen görs baserat på relativt osäkra grunder<sup>409</sup> kan flera olika beslutsregler testas inom en GIS-FKBA, för att möjliggöra en utforskning av hur dessa beslutsregler påverkar analysens resultat. I ett sådant fall kan samtliga utgående datalager – vilka utgör analysens resultat baserat på olika beslutsregler – utvärderas och användas i det fortsatta planeringsarbetet gällande implementering av BGG-system. *CommonGIS* är ett exempel på ett system som kan användas för att jämföra, och identifiera skillnaderna mellan, analysresultat som skapats genom tillämpning av olika beslutsregler<sup>410</sup>.

De huvudsakliga källorna till osäkerhet inom GIS-FKBA är de som rör standardiserad värdetillskrivning och viktallokering för analysens kriterier<sup>411</sup>. Inom fallstudieappliceringen av planeringsstödet baserades fastläggandet av standardiserade kriterievärden och viktfordelning mellan kriterier på den involverade expertaktörens omdöme – sådana bedömningar präglas alltid av ett visst mått av subjektivitet, vilket medför en intrinsikal osäkerhet. För att hantera denna osäkerhet skulle ett flertal metoder kunna inkorporeras i planeringsstödet analysprocess. Den föreslagna känslighetsanalysen<sup>412</sup> skulle exempelvis kunna utökas så att även mindre förändringar av de standardiserade kriterievärdena, samt sådana förändringars effekt på analysens resultat, testas. Detta skulle kunna göras på ett sätt som motsvarar hanteringen av kriterievikter inom känslighetsanalysen (det standardiserade kriterievärdet ändras för ett kriterium åt gången för att undersöka hur utfallet av analysen förändras). Genom en sådan utvidgning av omfattningen hos planeringsstödet känslighetsanalys skulle sannolikt ett mer robust analysresultat erhållas.

Ett annat sätt att hantera den ifrågasättande osäkerheten är genom tillämpningen av *suddig logik* (engelska: *fuzzy logic*) inom analysförfarandet – exempelvis genom så kallad *fuzzy additive weighting* eller *ordered weighted averaging*<sup>413</sup>. Vid användande av dessa FKBA-metoder införlivas en gradskala av sanning gällande kriteriernas viktvärden respektive standardiserade värden i analysen, så att värdena tillåts vara delvis sanna och delvis falska utan att skarpa booleska gränser definieras<sup>414</sup>. Dymedelst kan den osäkerhet som vanligen präglar standardiserad värdetillskrivning och viktallokering för analyskriterierna inom en GIS-FKBA behandlas på ett mer adekvat sätt.

Det finns även en mångfald av metoder för standardisering av, och viktfordelning mellan, analysens kriterier<sup>415</sup>. Tillämpning av olika sådana metoder inom flerkriteriebaserade beslutsanalyser kan medföra betydande skillnader hos de lämplighetsbedömning av beslutsalternativen som genereras<sup>416</sup>. I likhet med den potentiella hanteringen av osäkerheten som, enligt ovan givna beskrivning, präglar valet av tillämpad beslutsregel inom en GIS-FKBA, kan olika metoder för standardisering och viktallokering testas för att undersöka hur detta påverkar analysens resultat.

En osäkerhetskälla inom fallstudien som sannolikt har betydande inverkan på det erhållna analysresultatet är att behandlingen av ett flertal av kriterierna (tillförsel av dagvatten, koncentration av föroreningar i tillfört dagvatten och konsekvenser av översvämning i nedströms liggande landområden) baseras på en kartläggning av flödesriktningar. Denna kartläggning av flödesriktningar har skapats utifrån höjddata med hjälp av en så kallad *D8-algoritm*. Inom områden med låg topografisk variation – såsom det som utgör studieområde för fallstudien – präglas flödesriktningskartläggningar med D8-algoritm av en högre grad av osäkerhet än om kartläggningen görs

<sup>407</sup> Se avsnitt 1.5.

<sup>408</sup> Malczewski och Rinner 2015.

<sup>409</sup> Ibid.

<sup>410</sup> Ibid.

<sup>411</sup> Ibid.

<sup>412</sup> Se avsnitt 3.1.8.

<sup>413</sup> Greene et al. 2011; Malczewski och Rinner 2015.

<sup>414</sup> Malczewski och Rinner 2015.

<sup>415</sup> Se avsnitt 2.2.6 och 2.2.7.

<sup>416</sup> Malczewski och Rinner 2015.

inom områden som är mer topografiskt varierade<sup>417</sup>. Detta beror på att eventuella felaktigheter i den använda höjddatan, i regel, får mer ansevärda effekter vid flödesriktningskartläggningar inom områden med flack topografi<sup>418</sup>. För ovannämnda kriterier inom fallstudien innebär detta att, mer eller mindre, felaktiga flödesackumulationsraster kan ha skapats vid upprättande av de kriterierepresentanterande datalagren<sup>419</sup>, vilket i sin tur kan innebära att felbedömningar gjorts vid kartläggningen av lämpligheten att implementera BGG-system utifrån dessa kriterier<sup>420</sup>.

Analysresultatets känslighet gentemot potentiella felaktigheter i höjddatan – och den påverkan sådana felaktigheter kan ge upphov till i analysens flödesriktningskartläggningar – kan undersökas genom en simulering enligt så kallad *Monte Carlo-metod* (engelska: *Monte Carlo simulation*). Denna metod innebär, i korthet, att slumpmässiga förändringar (inom ett uppskattat felmarginalsintervall) görs av höjddatans höjdvärden, följt av upprepade exekveringar av analysförfarandet baserat på höjddata som utsatts för dessa förändringar<sup>421</sup>. För att erhålla ett mindre osäkert resultat vid tillämpning av planeringsstödet skulle den ifrågakvarande operationen kunna införlivas i den känslighetsanalys som utgör analysprocessens avslutande steg. Detta skulle vara särskilt angeläget då lämpligheten att anlägga BGG-system inom områden med låg topografisk variation undersöks.

En annan källa till osäkerhet inom fallstudieappliceringen av planeringsstödet – vilket dessutom är en avgörande faktor för analysprocessens tidsåtgång – är den manuella digitalisering (engelska: *beads-up digitizing*<sup>422</sup>) som krävts i samband med behandlingen av ett flertal av analyskriterierna. Osäkerheten kopplad till dessa digitaliseringsoperationer bedöms vara störst för behandlingen av kriterium *j7* (utrymme i gaturummets tvärsnitt), inom vilken den genomsnittliga gaturumbredden för studieområdets gator bedöms baserat på en okulär analys av ortofoto. Sådana manuella analysförfaranden grundas på analytikerns digitaliseringsprecision och förmåga att tolka underlagsdatan, vilket kan ge upphov till att positionsrelaterade felaktigheter uppstår – exempelvis inkorrekta sidoförskjutningar av den producerade datan i förhållande till underlagsdatan<sup>423</sup>. Skapandet av det kriterierepresentanterande datalagret för det ifrågakvarande kriteriet<sup>424</sup> tog, till följd av den digitalisering som erfordrades, dessutom relativt lång tid, vilket medför en reduktion av planeringsstödet lättillgänglighet och tillämpbarhet.

Då kriterium *j7* (utrymme i gaturummets tvärsnitt) är förhållandevis viktigt för fallstudiens analysresultat<sup>425</sup> bedöms det vara av stor vikt att en eventuell manuell digitaliseringsoperation kopplat till detta kriterium utförs med största möjliga noggrannhet. Det bedöms även vara viktigt att en visuell granskning av den producerade datan genomförs för att upptäcka eventuella misstag. För att ytterligare reducera osäkerheten kopplad till manuell digitalisering kan felkontrollsmetoden *dubbeldigitalisering* (engelska: *double digitizing*) tillämpas, vilken innebär att digitaliseringen görs två gånger – gärna av olika personer – följt av att de två skapade datalagren jämförs i syfte att hitta olikheter<sup>426</sup>. En sådan felkontrollprocess innebär emellertid att större arbetsinsats krävs – en avvägning mellan analysens tidsåtgång och resultatets exakthet behöver således göras vid varje enskild tillämpning av planeringsstödet.

---

<sup>417</sup> Heywood et al. 2011.

<sup>418</sup> Ibid.

<sup>419</sup> Se avsnitt 3.2.6.

<sup>420</sup> Se figur 3.21 till 3.23.

<sup>421</sup> Heywood et al. 2011.

<sup>422</sup> Esri u.å. 2.

<sup>423</sup> Heywood et al. 2011.

<sup>424</sup> Se figur 3.27.

<sup>425</sup> Se avsnitt 4.1.3.

<sup>426</sup> Heywood et al. 2011.

### 4.1.2 Förenklingar inom fallstudieappliceringen av planeringsstödet

Fallstudieappliceringen av planeringsstödet innehåller ett flertal förenklingar av det fenomen som analys-metoden avses undersöka. Heywood et al.<sup>427</sup> framhåller att sådana förenklingar är ofrånkomliga vid representation av verkliga fenomen genom digitala rumsliga data, och poängterar vikten av att en lämplig generaliseringsgrad tillämpas vid modellering av rumsliga frågor. En relativt hög grad av generalisering har bedömts vara lämplig vid upprättandet av en översiktlig lämplighetskartläggning gällande implementering av BGG-system – vilket har bedömts motiveras genom de anledningar som nämns i det första stycket inom avsnitt 4.1.1. Vidare krävde arbetets tidsramar, de tillgängliga verktygen inom den använda programvaran samt analysutförarens kunskaper att avgränsande generaliseringar gjordes. Representationen av ett flertal av de behandlade kriterierna inom fallstudien har således förenklats i relativt stor utsträckning, vilket troligtvis har haft en betydande påverkan på analysresultatet.

De förenklingar av kriterier som, inom fallstudien, sannolikt är mest utslagsgivande för analysens resultat är de som gäller dagvattenavrinning, vilka påverkar kriterierna  $j_1$  (tillförsel av dagvattenvolym),  $j_2$  (koncentration av föroreningar i tillfört dagvatten) och  $j_3$  (konsekvenser av översvämning i nedströms liggande landområden). Modelleringen av dagvattenavrinning är, inom fallstudien, förenklad till att enbart behandla flödesackumulation, vilket innebär att den faktiska ackumulationen av dagvattenvolym fränses. Genom en sådan förenkling avgränsas analysen till att kartlägga topografiska lågstråk utifrån den använda höjddatan, medan volymmässig ackumulation på markytan, och de översvämmade ytor, översvämningsdjup och uppkomna flödesvägar som sådan volymackumulation ger upphov till, generaliseras bort. Den, inom analysen, ingående höjddatan måste bearbetas med ArcGIS-verktyget *Fill* för att kunna användas för en undersökning av flödesackumulation, vilket medför att samtliga topografiskt instängda områden<sup>428</sup> tas bort (engelska: *depressionless DEM*)<sup>429</sup>. Till följd av detta bortses det, vid en sådan operation, från den dagvattenmagasinerings som topografiska sänkor i terrängen de facto medför. Detta leder sannolikt till en överskattning av volymackumulation<sup>430</sup> och potentiell även till felbedömningar av vilka placeringalternativ inom studieområdet som är belägna på sådant sätt att det, genom avrinning, tillförs en dagvattenvolym som är lämplig för ett BGG-system.

En annan förenkling av dagvattenavrinningen inom fallstudiemodelleringen är att all dagvattenavledning som i verkligheten sker genom det markförlagda avloppssystemet bortses från. Detta bör i allmänhet innebära en överskattning av den dagvattenvolym som ackumuleras på markytan, vilket kan leda till felbedömningar kopplade till kriterium  $j_1$  (tillförsel av dagvattenvolym) inom fallstudien. Ifrågasättande förenkling har sannolikt även betydande konsekvenser för den lämplighetskartläggning som upprättats för kriterium  $j_2$  (koncentration av föroreningar i tillfört dagvatten)<sup>431</sup>. En övervägande del av de dagvattenburna föroreningarna inom ett urbant område transporteras, i regel, av den första nederbörden som faller under ett regntillfälle (så kallad *first flush*)<sup>432</sup>, vilken vanligen leder föroreningarna till avloppssystemet via närliggande dagvattenbrunnar. Detta, under regntillfället, initialt alstrade dagvattnet, med förhållandevis hög föroreningshalt, når nästan alltid avloppssystemet innan ett eventuellt överskridande av ledningsnätets kapacitet i samband med intensiva regn. Det är angeläget att omhänderta detta dagvatten i öppna dagvattenanläggningar innan det når avloppssystemet – detta för att undvika att föroreningarna

<sup>427</sup> 2011.

<sup>428</sup> Se avsnitt 1.5.

<sup>429</sup> Esri u.å. 1.

<sup>430</sup> Stockholms stad 2017b.

<sup>431</sup> Se figur 3.22.

<sup>432</sup> Bach et al. 2010.

transporteras vidare och orsakar problem i nedströms liggande områden<sup>433</sup>. Av denna anledning är placeringen av dagvattenbrunnar en tungt vägande faktor vid bedömning av vilka placeringar som, ur dagvattenreningsperspektiv, är lämpliga för anläggande av BGG-system.

Genom att vidareutveckla planeringsstödet, så att (i) undersökningen av dagvattentillförsel (kriterium  $j_1$  i fallstudien), föroreningstransport ( $j_2$ ) och nedströms översvämningskonsekvenser ( $j_3$ ) baseras på volymackumulation snarare än flödesackumulation och (ii) hänsyn tas till den dagvattenavrinning som sker via avloppssystemet, skulle sannolikt ett mer rättvisande verktyg för lämplighetskartläggning erhållas. Detta kan anses vara särskilt angeläget då kriterium  $j_1$  visat sig vara utslagsgivande för analysresultatet inom fallstudien<sup>434</sup>. Det kan emellertid vara svårt att göra detta utan att reducera planeringsstödet lättillgänglighet och funktionalitet som professions- och verksamhets-överskridande kommunikativt redskap.

Även för kriterium  $j_5$  (typ av avloppssystem) inom fallstudieappliceringen av planeringsstödet har relativt omfattande förenklingar gjorts. Detta kriterium har generaliserats genom antagandet att dagvattnet från respektive placeringsalternativ leds till ett avloppssystem av den typ som förekommer på den plats placeringsalternativet är beläget. I verkligheten leds dagvatten från varje given plats till avloppssystemet genom tyledes avrinning till den närmst nedströms belägna dagvattenbrunnen (förutsatt att kapaciteten hos ledningsnätet som denna brunn är kopplad till inte är överskriden). Om planeringsstödet utvecklas så att det omfattar dagvattenavrinning via avloppssystem vore det således tillrådligt att omarbeta kriterium  $j_5$  så att det avser den typ av avloppssystem som den närmast nedströms belägna dagvattenbrunnen, gentemot varje placeringsalternativ, är ansluten till.

### 4.1.3 Kriteriernas betydelse för resultatet inom fallstudieappliceringen av planeringsstödet

Genom komparativ granskning av de kriterierepresentrande datalagren inom fallstudien<sup>435</sup> med det sammanräknade och känslighetsanalyserande datalager som utgör fallstudiens resultat<sup>436</sup> kan en varierande grad av betydelse hos de behandlade kriterierna gentemot analysens utfall utläsas. Det kriterium som påverkar analysresultatet i högst grad är kriterium  $j_1$  (tillförsel av dagvattenvolym). Detta beror framför allt på det relativt snäva intervall av icke-standardiserade värden som, inom fallstudiens standardiseringsprocess<sup>437</sup>, bedömts vara acceptabla med avseende på detta kriterium – något som har medfört att merparten studieområdet bedömts vara icke-acceptabelt för implementering av BGG-system. Även kriterium  $j_7$  (utrymme i gaturummets tvärsektion) har en förhållandevis hög grad av påverkan på utfallet av analysen, då den tillgängliga bredden för implementering av BGG-system bedömts vara icke-acceptabel för en relativt stor andel av gaturummen inom studieområdet. Vidare kan en stark korrelation mellan hög lämplighet med avseende på kriterium  $j_2$  (koncentration av föroreningar i tillfört dagvatten) och hög sammanräknad och känslighetsanalyserad lämplighet utläsas – således dras slutsatsen att detta kriterium är av relativt stor betydelse för analysutfallet.

Kriterierna  $j_4$  (marklutning),  $j_5$  (typ av avloppssystem),  $j_6$  (trafikbelastning) och  $j_8$  (utrymmeskonflikt med befintliga träd) har varit mindre styrande för fallstudieresultatet. Detta beror sannolikt på att (i) studieområdets flacka beskaffenhet leder till en relativt hög homogenitet gällande lämplighetsbedömningen avseende kriterium  $j_4$ , (ii) skillnaden mellan det högsta respektive lägsta standardiserade värden som tillämpas för bedömning av kriterierna  $j_5$

---

<sup>433</sup> Se avsnitt 2.1.1.

<sup>434</sup> Se avsnitt 4.1.3.

<sup>435</sup> Se figur 3.21 till 3.28.

<sup>436</sup> Se figur 7.21.

<sup>437</sup> Se avsnitt 3.2.4.1.



och  $j_6$  är relativt låg (endast värdena 3 till 5 på den standardiserade femgradiga skalan gällande lämplighet för implementering av BGG-system används) och (iii) en övervägande majoritet av de behandlade beslutsalternativen bedömdes ha samma lämplighetsvärde med avseende på kriterierna  $j_6$  och  $j_8$ .

Den ovan beskrivna granskningen av de olika kriteriernas betydelse för fallstudiens resultat visar ett samband mellan höga normaliserade viktvärden  $w_j$  för kriterierna<sup>438</sup> och hög betydelse för utfallet av analysen – vilket kan anses vara ett följdriktigt förhållande. Utifrån granskningen kan likaledes slutsatser dras angående vilka av de, inom fallstudien, behandlade kriterierna som sannolikt är viktiga att beakta vid framtida tillämpning av planeringsstödet, samt vilka som är mindre angelägna att låta vara del av analysförfarandet. Kriterierna  $j_1$  (tillförsel av dagvattenvolym),  $j_2$  (koncentration av föroreningar i tillfört dagvatten) och  $j_7$  (utrymme i gaturummets tvärsektion) bör, i regel, beaktas vid applicering av planeringsstödet inom en urban kontext. Kriterierna  $j_4$  (marklutning),  $j_5$  (typ av avloppssystem),  $j_6$  (trafikbelastning) och  $j_8$  (utrymmeskonflikt med befintliga träd) är sannolikt inte lika viktiga att beakta vid sådan användning av planeringsstödet. Detta förutsätter dock att det, jämfört med uppsatsens fallstudie, inte (i) råder en avsevärt högre topografisk variation inom studieområdet, (ii) förekommer fler gatuträd inom studieområdet, (iii) förekommer fler gator med hög trafikbelastning inom studieområdet eller (iv) sker en standardisering av kriterierna  $j_5$  och  $j_6$  som ger ett högre intervall av förekommande standardiserade värden för lämplighetsbedömningen gentemot dessa kriterier.

Utifrån de lämplighetskartläggningar som upprättats baserat på respektive behandlat kriterium inom fallstudien<sup>439</sup> kan vissa korrelationssamband mellan kriterierna utläsas. Detta gäller för kriterierna  $j_6$  (trafikbelastning)<sup>440</sup> och  $j_7$  (utrymme i gaturummets tvärsektion)<sup>441</sup>, mellan vilka en negativ korrelation råder. Enligt kriterium  $j_6$  är mindre gator med låg trafikbelastning de lämpligaste för implementering av BGG-system. Lämplighetskartläggningen utifrån kriterium  $j_7$  visar däremot att det tillgängliga utrymmet i gaturummets tvärsektion är störst längs större gator och, vanligen, på en icke-acceptabel eller låg nivå i anslutning till de mindre gatorna inom studieområdet. Även mellan kriterierna  $j_7$  och  $j_8$  (utrymmeskonflikt med befintliga träd)<sup>442</sup> råder en negativ korrelation, då det i huvudsak är inom de bredare gaturummen (hög lämplighet gentemot kriterium  $j_7$ ) som det finns många gatuträd (låg lämplighet gentemot kriterium  $j_8$ ). Dessa kriteriekonflikter bör beaktas vid framtida tillämpning eller vidareutveckling av planeringsstödet.

Vid jämförelse av de sammanräknade datalager, vilka visar lämpligheten att implementera BGG-system inom fallstudiens studieområde baserat på en åtskild hantering av kriterierna inom respektive kriteriegrupp<sup>443</sup>, kan en stor olikhet utläsas. Den lämplighetskartläggning som är baserad på kriterierna inom kriteriegrupp  $g_1$  (aspekter som styr BGG-systemens hydrologiska funktionalitet på platsen)<sup>444</sup> är förhållandevis lik fallstudiens slutgiltiga resultat<sup>445</sup>. I den lämplighetskartläggning som är baserad på kriterierna inom kriteriegrupp  $g_2$  (aspekter som är avgörande för det utrymme som finns tillgängligt för implementering av BGG-system på platsen)<sup>446</sup> har en stor andel av de behandlade placeringsalternativen det högsta möjliga sammanräknade lämplighetsvärdet.

<sup>438</sup> Se avsnitt 3.2.5.

<sup>439</sup> Se avsnitt 3.2.6.

<sup>440</sup> Se figur 3.26.

<sup>441</sup> Se figur 3.27.

<sup>442</sup> Se figur 3.28.

<sup>443</sup> Se figur 3.29, 3.30, 7.16 och 7.17.

<sup>444</sup> Se figur 3.29 och 7.16.

<sup>445</sup> Se figur 3.34 och 7.21.

<sup>446</sup> Se figur 3.30 och 7.17.

Lämplighetskartläggningen som baserats på kriterierna inom kriteriegrupp  $g_1$  (aspekter som styr BGG-systemens hydrologiska funktionalitet på platsen) har, på grund av kriterium  $j_1$  (tillförsel av dagvattenvolym), avgränsats till ett fåtal acceptabla placeringsalternativ. För dessa har lämplighetsvärdet företrädesvis styrts av kriterierna  $j_1$  och  $j_2$  (koncentration av föroreningar i tillfört dagvatten) – detta på grund av deras relativt höga normaliserade viktvärde  $w_{jg}$ <sup>447</sup> och det intervall av standardiserade värden som förekommer inom studieområdet avseende dessa kriterier. Den lämplighetskartläggning som baserats på kriterierna inom kriteriegrupp  $g_2$  (aspekter gällande tillgängligt utrymme för BGG-system) är, bortsett från de placeringsalternativ som bedömts vara icke-acceptabla utifrån kriterierna  $j_7$  (utrymmeskonflikt i gaturummets tvärsektion) och  $j_8$  (utrymmeskonflikt med befintliga träd), relativt homogen. Denna kartläggning visar att det, generellt sett, finns mer utrymme för implementering av BGG-system inom bredare gaturum än vid mindre lokalgator, samt att gaturum med många fullvuxna gatutråd ofta är mindre lämpliga för BGG-system. Den ovannämnda diskrepans som råder mellan de båda kriteriegrupp-baserade lämplighetskartläggningarna gör svårigheten att hantera kriterier av olika karaktär inom samma flerkriterieanalys<sup>448</sup> ännu mer konsiderabel vid framtida tillämpning eller vidareutveckling av planeringsstödet.

De lämplighetskartläggningar som, inom fallstudien, upprättats baserat på de normaliserade kriterievikterna  $w_j$  för den första ( $i$ ) överordnade viktfordelningen mellan kriteriegrupperna<sup>449</sup> har enbart ett fåtal mindre olikheter gentemot det datalager som genomgått planeringsstödet känslighetsanalys och utgör fallstudiens slutgiltiga resultat<sup>450</sup>. Det går följaktligen att fastlägga att lämplighetskartläggningen som baserats på den första ( $i$ ) viktfordelningen mellan kriteriegrupperna har en hög grad av robusthet gentemot förändringar inom det numeriska osäkerhetsintervall för de normaliserade viktvärdena  $w_j$ <sup>451</sup> som tillämpats inom fallstudiens känslighetsanalys<sup>452</sup>. Det är emellertid svårt att, utifrån fallstudien, bedöma om det osäkerhetsintervall som tillämpats var tillräckligt stort, då ett visst mått av godtycke präglade dess fastställande. Vid framtida användande av planeringsstödet skulle det sannolikt vara fördelaktigt om flera olika numeriska osäkerhetsintervall för de normaliserade viktvärdena testades inom analysprocessens känslighetsanalys, för att, på så sätt, undersöka lämplighetskartläggningens robusthet gentemot viktvärdesförändringar av varierande storlek. En sådan undersökning skulle sedermera kunna användas som underlag för bestämmandet av det osäkerhetsintervall som används för att skapa den slutgiltiga lämplighetskartläggningen inom analysen, vilket möjligen skulle kunna underlätta detta förfarande.

## 4.2 Slutsatser

Uppsatsens slutsatser, vilka presenteras nedan, är formulerade och strukturerade utifrån de frågor som utgör undersökningens frågeställning<sup>453</sup>.

1. Ett GIS-baserat planeringsstöd för översiktlig kartläggning av lämpliga placeringar för blågröngrå system inom en urban kontext utformas med fördel som en rumslig raster- och flerkriteriebaserad beslutsanalys enligt den *linjära additiva metoden*. Analysprocessen följer lämpligen det stegvis uppdelade angreppssätt som presenteras i figur 3.1: (i) undersökning av kontext, (ii) geografisk avgränsning, (iii) identifiering av kriterier, (iv) standard-

---

<sup>447</sup> Se avsnitt 3.2.5.

<sup>448</sup> Se avsnitt 4.1.1.

<sup>449</sup> Se figur 3.31 och 7.18 samt avsnitt 3.2.5.

<sup>450</sup> Se figur 3.34 och 7.21.

<sup>451</sup> Se avsnitt 2.2.10.

<sup>452</sup> Se avsnitt 3.2.8.

<sup>453</sup> Se avsnitt 1.2.

isering av kriterier, (v) viktning av kriterier, (vi) upprättande av datalager, (vii) sammanräkning av datalager och (viii) känslighetsanalys.

- a. Fastläggande av de kriterier som är av störst vikt för placeringen av blågröngrå system – vilka utgör grunden för den flerkriteriebaserade beslutsanalysen – bör ske i samråd med sakkunniga gällande studieområdets platsspecifika förutsättningarna kopplade till hållbar dagvattenhantering. Det är dock fördelaktigt om expertaktörsinvolveringen inom planeringsstödsapplikeringen, utöver att innefatta representanter med sakkunskap om dagvattenhantering, har en professionsöverskridande bredd som motsvarar den funktionsmässiga pluralismen hos de blågröngrå systemen. Det är exempelvis gynnsamt om kommunala tjänstemän som arbetar med fysisk planering samt VA-, gata- och parkverksamhet involveras.

Kriterierna som tillämpas inom planeringsstödsanalysen måste vara (i) specifikt formulerade, (ii) mätbara, (iii) icke-redundanta och (iv) ömsesidigt preferensoberoende. De bör även (v) omfatta alla relevanta aspekter av implementeringen av blågröngrå system inom det behandlade studieområdet, men samtidigt vara (vi) så få till antalet som möjligt. Vidare begränsas urvalet av kriterier av tillgången till erforderliga data. Kriterierna delas lämpligen upp i tematiska grupper för att underlätta analysprocessen viktillskrivningsförfarande.

- b. De utvalda kriterierna bör ges en kvantitativ definition i samråd med de expertaktörer som involveras vid kriterieurvalsprocessen. De kvantitativt definierade kriterierna bör, därefter, standardiseras till en gemensam skala med den kommensurabla måttenheten *lämplighet för implementering av BGG-system*, vilket bör ske enligt standardiseringsmetoden *poängintervallförfarande* (engelska: *score range procedure*). Även detta bör ske i samråd med de ifrågavarande expertaktörerna. För kriterier som mäts enligt nominalskalor krävs ett annat standardiseringsförfarande, inom vilket varje förekommande icke-standardiserade kriterievärdena bedöms utifrån, och inordnas i, den kriteriegemensamma standardskalan. Gränser för vad som anses vara acceptabla icke-standardiserade värden, samt gränsvärden för när ökande eller minskande kriterievärden upphör att medföra en högre lämplighet för implementering av BGG-system, kan behöva upprättas för somliga kriterier.
- c. Den inbördes viktfordelningen mellan de utvalda kriterierna bestäms lämpligen genom *bedömningsmetoden*. Viktallokeringen bör grundas på expertisen hos de, inom analysförfarandet, involverade aktörerna med sakkunskap gällande de behandlade kriterierna och de platsspecifika förutsättningarna för det studieområde som avses analyseras. Om kriterierna indelats i tematiska grupper bör viktallokeringen ske på olika nivåer – både en inbördes viktfordelning mellan kriterierna inom respektive grupp och en överordnad viktfordelning mellan kriteriegrupperna bör, i ett sådant fall, bestämmas.
- d. Inom den digitala GIS-miljö som planeringsstödet analys utförs representeras de utvalda kriterierna av rasterdatalager. Dessa sammanräknas, i enlighet med beslutsregeln för den *linjära additiva metoden*, genom kartalgebraiska överlagringsoperationer som summerar placeringsalternativens lämplighetsvärde gentemot samtliga behandlade kriterier – detta resulterar i en översiktlig lämplighetskartläggning för implementering av BGG-system. Vidare görs en selektion av de lämpligaste placeringsalternativen med hjälp av GIS-verktyg för omklassificering. I förekommande fall kan den sammanräknade lämplighetskartläggningen behöva generaliseras genom aggregering till ett mer lågupplöst rutnät av aggregeringszoner, för vilka värdetillskrivningen sker genom en summering av antalet selekterade rasterpixlar som faller inom respektive aggregeringszon.

## 4 Diskussion och slutsatser

2. Utifrån fallstudieappliceringen av planeringsstödet i området Slottsstaden inom Malmö tätort<sup>454</sup> bedöms de platser som presenteras i figurerna 3.35 respektive 3.36 vara de lämpligaste att rikta fortsatta, mer detalj-orienterade, analyser och undersökningar gällande lämpligheten för implementering av BGG-system mot.
3. Planeringsstödet bedöms ha potential att, vid tillämpning, generera resultat som är relevanta för översiktlig kartläggning av platser som sannolikt är lämpliga för implementering av BGG-system. Fallstudieappliceringen av planeringsstödet inom föreliggande uppsats visade emellertid att dess tillämpning präglas av ett flertal källor till osäkerhet och ett behov att göra ansenliga förenklingar<sup>455</sup>. Planeringsstödet bedöms således kunna vidareutvecklas på ett flertal sätt för att erhålla ett mindre förenklat och mer rättvisande resultat, vilket sannolikt skulle höja stödets användbarhet gentemot dess avsedda syfte. Vid en eventuell utveckling och omarbeting av planeringsstödet bör emellertid stor omsorg ägnas åt avvägningen mellan analysförfarandets exakthet respektive tillgänglighet<sup>456</sup>. Uppslag för potentiell vidareutveckling av planeringsstödet presenteras i avsnitt 4.3.

### 4.3 Förslag till fortsatt forskning

I samband med den undersökning som utförts inom ramen för föreliggande uppsats har ett flertal frågor, vilka vore angelägna att utforska, uppkommit – dessa har emellertid lämnats utanför arbetets avgränsning på grund av tids- och omfattningsbegränsningar. Inom detta avsnitt presenteras ett urval av dessa frågor, vilka bedömts utgöra relevanta utgångspunkter för fortsatt vetenskaplig bearbetning av uppsatsens undersökningsämne.

- Hur kan placeringen för befintliga markförlagda ledningar samt ålder (reoveringsbehov) hos det befintliga avloppsledningsnätet – förutsatt att erforderliga data för att behandla dessa aspekter kan erhållas – införlivas i planeringsstödet analysprocess i form av kriterier?
- Hur kan de känslighetsanalysförfaranden gällande indelning av aggregeringszoner, som inom avsnitt 4.1 föreslås som en åtgärd för att reducera osäkerheten kopplad till MAEP, inkorporeras i planeringsstödet analysprocess? Finns det andra tillvägagångssätt för att reducera osäkerheten kopplad till MAEP inom planeringsstödet?
- Hur skulle det påverka planeringsstödet resultat om en annan FKBA-beslutsregel än den som gäller för den linjära additiva metoden tillämpas?
- Hur kan osäkerheten kopplad till standardiserad värdetillskrivning för analysens kriterier hanteras inom planeringsstödet känslighetsanalys, genom tillämpning av *suddig logik* eller genom att testa olika standardiseringsmetoder?
- Hur kan den kvantitativa definitionen av kriterierna inom planeringsstödet analysprocess utarbetas (i) baserat på volymackumulation, snarare än flödesackumulation, av dagvatten och (ii) med hänsyn till den dagvattenavrinning som sker via det markförlagda avloppssystemet? Hur kan dagvattnets volymmässiga ackumulation och avrinning via avloppssystemet hanteras i en GIS-miljö, utan att avsevärt reducera planeringsstödet tillgänglighet och användarvänlighet för olika yrkesgrupper?
- Hur kan det, inom den kvantitativa definitionen av ett kriterium som behandlar dagvattenburen transport av föroreningsämnen, tas hänsyn till det så kallade *first flush*-fenomenet vid tillämpning av planeringsstödet?

---

<sup>454</sup> Se avsnitt 3.2.

<sup>455</sup> Se avsnitt 4.1.

<sup>456</sup> Se avsnitt 4.1.

## 5 Figurförteckning

- Figur 2.1.** Schematisk illustration av den naturliga hydrologiska cykeln. Fritt efter SMHI 2018.
- Figur 2.2.** Illustration av principen för förändrad hydrologisk balans vid exploatering av ett område. Fritt efter Lidström 2013.
- Figur 2.3.** Schematiskt linjediagram som visar skillnaden i avrinningsförlopp mellan oexploaterade och exploaterade områden. Fritt efter Svenskt Vatten 2011.
- Figur 2.4.** Illustration över förändringen av synsätt inom dagvattenhanteringssfären. Fritt efter Stahre 2008.
- Figur 2.5.** Illustration av olika kategorier av öppna dagvattenlösningar. Fritt efter Stahre 2004.
- Figur 2.6.** Konceptuell illustration över ett konventionellt utformat gaturum där blå, gröna och grå funktioner tillhandahålls genom separata konstruktioner. Thynell och Fridell 2019.
- Figur 2.7.** Konceptuell illustration över ett gaturum med BGG-system. Thynell och Fridell 2019.
- Figur 2.8.** Principiell exempelutformning för gata med BGG-system. Thynell och Fridell 2019.
- Figur 2.9.** Konceptuell illustration av den hierarkiska struktur av ett beslutsproblem som vanligen används inom flerkriteriebaserade beslutsanalyser. Fritt efter Malczewski och Rinner 2015.
- Figur 3.1.** Översiktligt flödesschema över planeringsstödet analysprocess.
- Figur 3.2.** Schematisk illustration av hur antalet behandlade placeringar inom analysen kan begränsas till ett geografiskt definierat studieområde.
- Figur 3.3.** Illustration av principen för alternativbegränsning genom booleska geografiska avgränsningar.
- Figur 3.4.** Principen för standardisering av kriterier.
- Figur 3.5.** Schematisk illustration av standardiseringsprocessen för de kriterierepresentering rasterdatalagren inom analysen.
- Figur 3.6.** Införlivandet av viktfordelningen mellan analysens kriterier.
- Figur 3.7.** Exempel som illustrerar principen för sammanräkning av kriterierepresentering datalager.
- Figur 3.8.** Selektion av de lämpligaste placeringarna genom omklassificering.
- Figur 3.9.** Aggregering av rasterpixlar.
- Figur 3.10.** Malmö tätorts läge i sydvästra Skåne vid kusten mot Öresund. Gränserna för huvudavrinningsområdena är markerade. Haro\_y\_2016 © SMHI (2017); Bakgrundskarta: Tätorter 2018 © SCB (2019); GSD-Terrängkartan vektor © Lantmäteriet (2020).
- Figur 3.11.** De fem delavrinningsområdena inom Malmö tätort. Aro\_y\_2016\_3 © SMHI (2017); Bakgrundskarta: Tätorter 2018 © SCB (2019); GSD-Fastighetskartan vektor © Lantmäteriet (2020); GSD-Terrängkartan vektor © Lantmäteriet (2020).
- Figur 3.12.** Avloppssystem inom Malmö tätort. Avloppssystem © Malmö stad (2018); Bakgrundskarta: Tätorter 2018 © SCB (2019); GSD-Fastighetskartan vektor © Lantmäteriet (2020); GSD-Terrängkartan vektor © Lantmäteriet (2020).
- Figur 3.13.** Studieområdet Slottsstadens geografiska utbredning och de, där inom, förekommande typerna av avloppssystem. Studieområdets läge inom Malmö tätort. Avloppssystem © Malmö stad (2018); Bakgrundskarta: GSD-Höjddata grid 2+ © Lantmäteriet (2019); Tätorter 2018 © SCB (2019); GSD-Fastighetskartan vektor © Lantmäteriet (2020); GSD-Terrängkartan vektor © Lantmäteriet (2020).
- Figur 3.14.** Slottsstadens uppströms belägna avrinningsområde. Stråken för ytlig dagvattenavrinning inom området är markerade. Studieområdet för fallstudien är beläget inom den grå streckad cirkeln. GSD-Höjddata grid 2+ © Lantmäteriet (2019); Bakgrundskarta: GSD-Fastighetskartan vektor © Lantmäteriet (2020).
- Figur 3.15.** Acceptabla placeringsalternativ för implementering av BGG-system enligt fallstudiens booleska avgränsningar. GSD-Fastighetskartan vektor © Lantmäteriet (2020); Ortofoto © Lantmäteriet (2020); Bakgrundskarta: se figur 3.13 för dataunderlag.
- Figur 3.16.** Skalomvandling för kriterium j<sub>1</sub> (tillförsel av dagvattenvolym).
- Figur 3.17.** Skalomvandling för kriterium j<sub>2</sub> (koncentration av föroreningar i tillfört dagvatten).
- Figur 3.18.** Skalomvandling för kriterium j<sub>3</sub> (konsekvenser av översvämning i nedströms liggande landområden).
- Figur 3.19.** Skalomvandling för kriterium j<sub>4</sub> (marklutning).

- Figur 3.20.** Skalomvandling för kriterium j7 (utrymme i gaturummets tvärsektion).
- Figur 3.21.** Presentation av standardiserat datalager för kriterium j1 (tillförsel av dagvattenvolym) inom studieområdet för fallstudien. GSD-Höjddata grid 2+ © Lantmäteriet (2019); Gatutyp © Trafikverket (2020); GSD-Fastighetskartan vektor © Lantmäteriet (2020); Ortofoto © Lantmäteriet (2020); Bakgrundskarta: se figur 3.13 för dataunderlag.
- Figur 3.22.** Presentation av standardiserat datalager för kriterium j2 (koncentration av föroreningar i tillfört dagvatten) inom studieområdet för fallstudien. Utredning av föroreningsinnehållet i Stockholms dagvatten © Stockholms stad (2010); GSD-Höjddata grid 2+ © Lantmäteriet (2019); Gatutyp © Trafikverket (2020); GSD-Fastighetskartan vektor © Lantmäteriet (2020); Ortofoto © Lantmäteriet (2020); Vägbredd © Trafikverket (2020); Bakgrundskarta: se figur 3.13 för dataunderlag.
- Figur 3.23.** Presentation av standardiserat datalager för kriterium j3 (konsekvenser av översvämning i nedströms liggande landområden) inom studieområdet för fallstudien. Beräknad konsekvens utifrån vattendjup och värdering av bebyggelse 100-årsregn © Malmö stad (2017); GSD-Höjddata grid 2+ © Lantmäteriet (2019); Gatutyp © Trafikverket (2020); GSD-Fastighetskartan vektor © Lantmäteriet (2020); Ortofoto © Lantmäteriet (2020); Bakgrundskarta: se figur 3.13 för dataunderlag.
- Figur 3.24.** Presentation av standardiserat datalager för kriterium j4 (marklutning) inom studieområdet för fallstudien. GSD-Höjddata grid 2+ © Lantmäteriet (2019); Gatutyp © Trafikverket (2020); GSD-Fastighetskartan vektor © Lantmäteriet (2020); Ortofoto © Lantmäteriet (2020); Bakgrundskarta: se figur 3.13 för dataunderlag.
- Figur 3.25.** Presentation av standardiserat datalager för kriterium j5 (typ av avloppssystem) inom studieområdet för fallstudien. Avloppssystem © Malmö stad (2018); Gatutyp © Trafikverket (2020); GSD-Fastighetskartan vektor © Lantmäteriet (2020); Ortofoto © Lantmäteriet (2020); Bakgrundskarta: se figur 3.13 för dataunderlag.
- Figur 3.26.** Presentation av standardiserat datalager för kriterium j6 (trafikbelastning) inom studieområdet för fallstudien. Gatutyp © Trafikverket (2020); GSD-Fastighetskartan vektor © Lantmäteriet (2020); Ortofoto © Lantmäteriet (2020); Bakgrundskarta: se figur 3.13 för dataunderlag.
- Figur 3.27.** Presentation av standardiserat datalager för kriterium j7 (utrymme i gaturummets tvärsektion) inom studieområdet för fallstudien. Antal körfält © Trafikverket (2018); Förbjuden färdriktning © Trafikverket (2020); GSD-Fastighetskartan vektor © Lantmäteriet (2020); Ortofoto © Lantmäteriet (2020); Vägtrafiknät © Trafikverket (2020); Bakgrundskarta: se figur 3.13 för dataunderlag.
- Figur 3.28.** Presentation av standardiserat datalager för kriterium j8 (utrymmeskonflikt med befintliga träd) inom studieområdet för fallstudien. Trädinventering © Malmö stad (2016); Gatutyp © Trafikverket (2020); GSD-Fastighetskartan vektor © Lantmäteriet (2020); Ortofoto © Lantmäteriet (2020); Krontäckning träd © Malmö stad (u.å.); Bakgrundskarta: se figur 3.13 för dataunderlag.
- Figur 3.29.** Lämplighetskartläggning baserad på kriterierna inom kriteriegrupp g1 (aspekter som styr BGG-systemens hydrologiska funktionalitet på platsen). Utredning av föroreningsinnehållet i Stockholms dagvatten © Stockholms stad (2010); Beräknad konsekvens utifrån vattendjup och värdering av bebyggelse 100-årsregn © Malmö stad (2017); Avloppssystem © Malmö stad (2018); GSD-Höjddata grid 2+ © Lantmäteriet (2019); Gatutyp © Trafikverket (2020); GSD-Fastighetskartan vektor © Lantmäteriet (2020); Ortofoto © Lantmäteriet (2020); Vägbredd © Trafikverket (2020); Bakgrundskarta: se figur 3.13 för dataunderlag.
- Figur 3.30.** Lämplighetskartläggning baserad på kriterierna inom kriteriegrupp g2 (aspekter som är avgörande för det utrymme som finns tillgängligt för implementering av BGG-system på platsen). Trädinventering © Malmö stad (2016); Antal körfält © Trafikverket (2018); Förbjuden färdriktning © Trafikverket (2020); Gatutyp © Trafikverket (2020); GSD-Fastighetskartan vektor © Lantmäteriet (2020); Ortofoto © Lantmäteriet (2020); Vägtrafiknät © Trafikverket (2020); Krontäckning träd © Malmö stad (u.å.); Bakgrundskarta: se figur 3.13 för dataunderlag.
- Figur 3.31.** Lämplighetskartläggning baserad på samtliga kriterier och den första (i) överordnade viktfordelningen mellan kriteriegrupperna. Utredning av föroreningsinnehållet i Stockholms dagvatten © Stockholms stad (2010); Trädinventering © Malmö stad (2016); Beräknad konsekvens utifrån vattendjup och värdering av bebyggelse 100-årsregn © Malmö stad (2017); Antal körfält © Trafikverket (2018); Avloppssystem © Malmö stad (2018); GSD-Höjddata grid 2+ © Lantmäteriet (2019); Förbjuden färdriktning © Trafikverket (2020); Gatutyp © Trafikverket (2020); GSD-Fastighetskartan vektor © Lantmäteriet (2020); Ortofoto © Lantmäteriet (2020);

Vägbredd © Trafikverket (2020); Vägtrafiknät © Trafikverket (2020); Krontäckning träd © Malmö stad (u.å.); Bakgrundskarta: se figur 3.13 för dataunderlag.

**Figur 3.32.** Lämplighetskartläggning baserad på samtliga kriterier och den andra (ii) överordnade viktfordelningen mellan kriteriegrupperna. Utredning av föroreningsinnehållet i Stockholms dagvatten © Stockholms stad (2010); Trädinventering © Malmö stad (2016); Beräknad konsekvens utifrån vattendjup och värdering av bebyggelse 100-årsregn © Malmö stad (2017); Antal körfält © Trafikverket (2018); Avloppssystem © Malmö stad (2018); GSD-Höjddata grid 2+ © Lantmäteriet (2019); Förbjuden färdriktning © Trafikverket (2020); Gatutyp © Trafikverket (2020); GSD-Fastighetskartan vektor © Lantmäteriet (2020); Ortofoto © Lantmäteriet (2020); Vägbredd © Trafikverket (2020); Vägtrafiknät © Trafikverket (2020); Krontäckning träd © Malmö stad (u.å.); Bakgrundskarta: se figur 3.13 för dataunderlag.

**Figur 3.33.** Lämplighetskartläggning baserad på samtliga kriterier och den tredje (iii) överordnade viktfordelningen mellan kriteriegrupperna. Utredning av föroreningsinnehållet i Stockholms dagvatten © Stockholms stad (2010); Trädinventering © Malmö stad (2016); Beräknad konsekvens utifrån vattendjup och värdering av bebyggelse 100-årsregn © Malmö stad (2017); Antal körfält © Trafikverket (2018); Avloppssystem © Malmö stad (2018); GSD-Höjddata grid 2+ © Lantmäteriet (2019); Förbjuden färdriktning © Trafikverket (2020); Gatutyp © Trafikverket (2020); GSD-Fastighetskartan vektor © Lantmäteriet (2020); Ortofoto © Lantmäteriet (2020); Vägbredd © Trafikverket (2020); Vägtrafiknät © Trafikverket (2020); Krontäckning träd © Malmö stad (u.å.); Bakgrundskarta: se figur 3.13 för dataunderlag.

**Figur 3.34.** Lämplighetskartläggning baserad på resultatet av känslighetsanalysen inom fallstudien. Utredning av föroreningsinnehållet i Stockholms dagvatten © Stockholms stad (2010); Trädinventering © Malmö stad (2016); Beräknad konsekvens utifrån vattendjup och värdering av bebyggelse 100-årsregn © Malmö stad (2017); Antal körfält © Trafikverket (2018); Avloppssystem © Malmö stad (2018); GSD-Höjddata grid 2+ © Lantmäteriet (2019); Förbjuden färdriktning © Trafikverket (2020); Gatutyp © Trafikverket (2020); GSD-Fastighetskartan vektor © Lantmäteriet (2020); Ortofoto © Lantmäteriet (2020); Vägbredd © Trafikverket (2020); Vägtrafiknät © Trafikverket (2020); Krontäckning träd © Malmö stad (u.å.); Bakgrundskarta: se figur 3.13 för dataunderlag.

**Figur 3.35.** Den första av de två lämpligaste platserna för BGG-system inom studieområdet. Utredning av föroreningsinnehållet i Stockholms dagvatten © Stockholms stad (2010); Trädinventering © Malmö stad (2016); Beräknad konsekvens utifrån vattendjup och värdering av bebyggelse 100-årsregn © Malmö stad (2017); Antal körfält © Trafikverket (2018); Avloppssystem © Malmö stad (2018); GSD-Höjddata grid 2+ © Lantmäteriet (2019); Förbjuden färdriktning © Trafikverket (2020); Gatutyp © Trafikverket (2020); GSD-Fastighetskartan vektor © Lantmäteriet (2020); Ortofoto © Lantmäteriet (2020); Vägbredd © Trafikverket (2020); Vägtrafiknät © Trafikverket (2020); Krontäckning träd © Malmö stad (u.å.); Bakgrundskarta: se figur 3.13 för dataunderlag.

**Figur 3.36.** Den andra av de två lämpligaste platserna för BGG-system inom studieområdet. Utredning av föroreningsinnehållet i Stockholms dagvatten © Stockholms stad (2010); Trädinventering © Malmö stad (2016); Beräknad konsekvens utifrån vattendjup och värdering av bebyggelse 100-årsregn © Malmö stad (2017); Antal körfält © Trafikverket (2018); Avloppssystem © Malmö stad (2018); GSD-Höjddata grid 2+ © Lantmäteriet (2019); Förbjuden färdriktning © Trafikverket (2020); Gatutyp © Trafikverket (2020); GSD-Fastighetskartan vektor © Lantmäteriet (2020); Ortofoto © Lantmäteriet (2020); Vägbredd © Trafikverket (2020); Vägtrafiknät © Trafikverket (2020); Krontäckning träd © Malmö stad (u.å.); Bakgrundskarta: se figur 3.13 för dataunderlag.

**Figur 7.1.** Teckenförklaring för flödesscheman som presenteras inom avsnitt 7.2.

**Figur 7.2.** Flödesschema för arbetsgången vid framtagandet av det datalager som representerar de geografiska booleska avgränsningarna inom studieområdet för fallstudien, vilket presenteras i avsnitt 3.2.2.

**Figur 7.3.** Flödesschema för framtagande av datalager för kriterium j<sub>1</sub> (tillförsel av dagvattenvolym).

**Figur 7.4.** Flödesschema för framtagande av datalager för kriterium j<sub>2</sub> (koncentration av föroreningar i tillfört dagvatten).

**Figur 7.5.** Flödesschema för framtagande av datalager för kriterium j<sub>3</sub> (konsekvenser av översvämning i nedströms liggande landområden).

**Figur 7.6.** Flödesschema för framtagande av datalager för kriterium j<sub>4</sub> (marklutning).

**Figur 7.7.** Flödesschema för framtagande av datalager för kriterium j<sub>5</sub> (typ av avloppssystem).

**Figur 7.8.** Flödesschema för framtagande av datalager för kriterium j<sub>6</sub> (trafikbelastning).

**Figur 7.9.** Flödesschema för framtagande av datalager för kriterium j<sub>7</sub> (utrymme i gaturummets tvärsektion).

**Figur 7.10.** Flödesschema för framtagande av datalager för kriterium j<sub>8</sub> (utrymmeskonflikt med befintliga träd).

- Figur 7.11.** Flödesschema för sammanräkning av kriteriedatalager inom kriteriegrupp g<sub>1</sub>.
- Figur 7.12.** Flödesschema för sammanräkning av kriteriedatalager inom kriteriegrupp g<sub>2</sub>.
- Figur 7.13.** Flödesschema för sammanräkning av samtliga kriteriedatalager.
- Figur 7.14.** Flödesschema för det första steget av arbetsgången vid den känslighetsanalys som utförts inom fallstudien.
- Figur 7.15.** Flödesschema för det andra steget av arbetsgången vid den känslighetsanalys som utförts inom fallstudien.
- Figur 7.16.** Sammanräknat datalager baserat på kriterierna inom kriteriegrupp g<sub>1</sub> (aspekter som styr BGG-systemens hydrologiska funktionalitet på platsen). Utredning av föroreningsinnehållet i Stockholms dagvatten © Stockholms stad (2010); Beräknad konsekvens utifrån vattendjup och värdering av bebyggelse 100-årsregn © Malmö stad (2017); Avloppssystem © Malmö stad (2018); GSD-Höjddata grid 2+ © Lantmäteriet (2019); Gatutyp © Trafikverket (2020); GSD-Fastighetskartan vektor © Lantmäteriet (2020); Ortofoto © Lantmäteriet (2020); Vägbredd © Trafikverket (2020); Bakgrundskarta: se figur 3.13 för dataunderlag.
- Figur 7.17.** Sammanräknat datalager baserat på kriterierna inom kriteriegrupp g<sub>2</sub> (aspekter som är avgörande för det utrymme som finns tillgängligt för implementering av BGG-system på platsen). Trädinventering © Malmö stad (2016); Antal körfält © Trafikverket (2018); Förbjuden färdriktning © Trafikverket (2020); Gatutyp © Trafikverket (2020); GSD-Fastighetskartan vektor © Lantmäteriet (2020); Ortofoto © Lantmäteriet (2020); Vägtrafiknät © Trafikverket (2020); Krontäckning träd © Malmö stad (u.å.); Bakgrundskarta: se figur 3.13 för dataunderlag.
- Figur 7.18.** Sammanräknat datalager baserat på samtliga kriterier och den första (i) överordnade viktfordelningen mellan kriteriegrupperna. Utredning av föroreningsinnehållet i Stockholms dagvatten © Stockholms stad (2010); Trädinventering © Malmö stad (2016); Beräknad konsekvens utifrån vattendjup och värdering av bebyggelse 100-årsregn © Malmö stad (2017); Antal körfält © Trafikverket (2018); Avloppssystem © Malmö stad (2018); GSD-Höjddata grid 2+ © Lantmäteriet (2019); Förbjuden färdriktning © Trafikverket (2020); Gatutyp © Trafikverket (2020); GSD-Fastighetskartan vektor © Lantmäteriet (2020); Ortofoto © Lantmäteriet (2020); Vägbredd © Trafikverket (2020); Vägtrafiknät © Trafikverket (2020); Krontäckning träd © Malmö stad (u.å.); Bakgrundskarta: se figur 3.13 för dataunderlag.
- Figur 7.19.** Sammanräknat datalager baserat på samtliga kriterier och den andra (ii) överordnade viktfordelningen mellan kriteriegrupperna. Utredning av föroreningsinnehållet i Stockholms dagvatten © Stockholms stad (2010); Trädinventering © Malmö stad (2016); Beräknad konsekvens utifrån vattendjup och värdering av bebyggelse 100-årsregn © Malmö stad (2017); Antal körfält © Trafikverket (2018); Avloppssystem © Malmö stad (2018); GSD-Höjddata grid 2+ © Lantmäteriet (2019); Förbjuden färdriktning © Trafikverket (2020); Gatutyp © Trafikverket (2020); GSD-Fastighetskartan vektor © Lantmäteriet (2020); Ortofoto © Lantmäteriet (2020); Vägbredd © Trafikverket (2020); Vägtrafiknät © Trafikverket (2020); Krontäckning träd © Malmö stad (u.å.); Bakgrundskarta: se figur 3.13 för dataunderlag.
- Figur 7.20.** Sammanräknat datalager baserat på samtliga kriterier och den tredje (iii) överordnade viktfordelningen mellan kriteriegrupperna. Utredning av föroreningsinnehållet i Stockholms dagvatten © Stockholms stad (2010); Trädinventering © Malmö stad (2016); Beräknad konsekvens utifrån vattendjup och värdering av bebyggelse 100-årsregn © Malmö stad (2017); Antal körfält © Trafikverket (2018); Avloppssystem © Malmö stad (2018); GSD-Höjddata grid 2+ © Lantmäteriet (2019); Förbjuden färdriktning © Trafikverket (2020); Gatutyp © Trafikverket (2020); GSD-Fastighetskartan vektor © Lantmäteriet (2020); Ortofoto © Lantmäteriet (2020); Vägbredd © Trafikverket (2020); Vägtrafiknät © Trafikverket (2020); Krontäckning träd © Malmö stad (u.å.); Bakgrundskarta: se figur 3.13 för dataunderlag.
- Figur 7.21.** Summerad lämplighetskartläggning från känslighetsanalysen inom fallstudien. Utredning av föroreningsinnehållet i Stockholms dagvatten © Stockholms stad (2010); Trädinventering © Malmö stad (2016); Beräknad konsekvens utifrån vattendjup och värdering av bebyggelse 100-årsregn © Malmö stad (2017); Antal körfält © Trafikverket (2018); Avloppssystem © Malmö stad (2018); GSD-Höjddata grid 2+ © Lantmäteriet (2019); Förbjuden färdriktning © Trafikverket (2020); Gatutyp © Trafikverket (2020); GSD-Fastighetskartan vektor © Lantmäteriet (2020); Ortofoto © Lantmäteriet (2020); Vägbredd © Trafikverket (2020); Vägtrafiknät © Trafikverket (2020); Krontäckning träd © Malmö stad (u.å.); Bakgrundskarta: se figur 3.13 för dataunderlag.



## 6 Referenser

- Alcock, Ian; White, Mathew P.; Wheeler, Benedict W.; Fleming, Lora E.; Depledge, Michael H. 2014. Longitudinal effects on mental health of moving to greener and less green urban areas. *Environmental science & technology*. Vol. 48 (2), ss. 1247–1255. DOI: <https://doi.org/10.1021/es403688w>.
- Alm, Henrik; Banach, Agata; Larm, Thomas. 2010. *Förekomst och rening av prioriterade ämnen, metaller samt vissa övriga ämnen i dagvatten*. Stockholm: Svenskt Vatten. (Svenskt Vatten Utveckling, Rapport nr 2010–06). Tillgänglig: [http://vav.griffel.net/filer/Rapport\\_2010-06.pdf](http://vav.griffel.net/filer/Rapport_2010-06.pdf), 2020-04-13.
- Alvanides, Seraphim; Openshaw, Stan. 1999. Zone Design for Planning and Policy Analysis. Publicerad i Stillwell, John; Geertman, Stan; Openshaw, Stan (red.). *Geographical Information and Planning*. Berlin: Springer Berlin Heidelberg, ss. 299–315. DOI: [https://doi.org/10.1007/978-3-662-03954-0\\_16](https://doi.org/10.1007/978-3-662-03954-0_16).
- Andersson, Lisa; Larsson, Anders; Malm, Annika; Sörelius, Helene. 2017. *Implementering av innovativa systemlösningar för hållbar dagvattenhantering*. Stockholm: Vinnova. (Vinnova – Utmaningsdriven innovation – Hållbara attraktiva städer, 2012-01271). Tillgänglig: <http://klimatsakradstad.se/media/2018/01/Implementering-av-innovativa-systeml%C3%B6sningar-f%C3%B6r-h%C3%A5llbar-dagvattenhantering-3.0.pdf>, 2020-09-08.
- Ashley, Richard; Lundy, Lian; Ward, Sarah; Shaffer, Paul; Walker, Louise; Morgan, Celeste; Saul, Adrian; Wong, Tony; Moore, Sarah. 2013. Water-sensitive urban design: opportunities for the UK: opportunities for the UK. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers: Municipal Engineer*. Vol. 166 (ME2), ss. 65–76. DOI: <https://doi.org/10.1680/muen.12.00046>.
- Baban, Serwan M.J.; Parry, Tim. 2001. Developing and applying a GIS-assisted approach to locating wind farms in the UK. *Renewable Energy*. Vol. 24 (1), ss. 59–71. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0960-1481\(00\)00169-5](https://doi.org/10.1016/S0960-1481(00)00169-5).
- Bach, Peter M.; McCarthy, David T.; Deletic, Ana. 2010. Redefining the stormwater first flush phenomenon. *Water Research*. Vol. 44 (8), ss. 2487–2498. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.01.022>.
- Barbosa, A.E; Fernandes, J.N.; David, L.M. 2012. Key issues for sustainable urban stormwater management. *Water Research*. Vol. 46 (20), ss. 6787–6798. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.05.029>.
- Belton, Valerie; Stewart, Theodor. 2002. *Multiple Criteria Decision Analysis: An Integrated Approach*. Norwell: Kluwer Academic Publishers. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-1-4615-1495-4>.
- Beslut 2455/2001/EG. *Europaparlamentets och rådets beslut nr 2455/2001/EG av den 20 november 2001 om upprättande av en lista över prioriterade ämnen på vattenpolitikens område och om ändring av direktiv 2000/60/EG (Text av betydelse för EES)*. Tillgänglig: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/?uri=CELEX%3A32001D2455>, 2020-09-08.
- Boverket. 2015. *Flera lagar reglerar dagvatten*. Webbsida. Tillgänglig: <https://www.boverket.se/sv/PBL-kunskapsbanken/planering/detaljplan/temadelar-detaljplan/dagvatten-i-detaljplan/flera-lagar-reglerar-dagvatten/>, 2020-09-08.
- Brookes, Christopher J. 1997. A parameterized region-growing programme for site allocation on raster suitability maps. *International Journal of Geographical Information Science*. Vol. 11 (4), ss. 375–396. DOI: <https://doi.org/10.1080/136588197242329>.
- Brown, R. R.; Keath, N.; Wong, T. H. F. 2009. Urban water management in cities: historical, current and future regimes. *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research*. Vol. 59 (5), ss. 847–855. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2009.029>.
- Burns, Matthew J.; Fletcher, Tim D.; Walsh, Christopher J.; Ladson, Anthony R.; Hatt, Belinda E. 2012. Hydrologic shortcomings of conventional urban stormwater management and opportunities for reform. *Landscape and Urban Planning*. Vol. 105 (3), ss. 230–240. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.12.012>.
- Carver, Stephen J. 1991. Integrating multi-criteria evaluation with geographical information systems. *International Journal of Geographical Information Systems*. Vol. 5 (3), ss. 321–339. DOI: <https://doi.org/10.1080/02693799108927858>.
- Chahine, Moustafa T. 1992. The hydrological cycle and its influence on climate. *Nature*. Vol. 359 (6394), ss. 373–380. DOI: <https://doi.org/10.1038/359373a0>.
- Chakhar, Salem; Martel, Jean-Marc. 2006. *Towards a Spatial Decision Support System: Multi-Criteria Evaluation Functions Inside Geographical Information Systems*. HAL (Hyper Articles en Ligne). Vol. 2, ss. 97–123. Tillgänglig: <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00017496/document>, 2020-09-08.

## 6 Referenser

- Chen, H.; Wood, M.D.; Linstead, C., Maltby, E. 2011. Uncertainty analysis in a GIS-based multi-criteria analysis tool for river catchment management. *Environmental Modelling & Software*. Vol. 26 (4), ss. 395–405. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2010.09.005>.
- Chen, Keping; Blong, Russell; Jacobson, Carol. 2001. MCE-RISK: integrating multicriteria evaluation and GIS for risk decision-making in natural hazards. *Environmental Modelling & Software*. Vol. 16 (4), ss. 387–397. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1364-8152\(01\)00006-8](https://doi.org/10.1016/S1364-8152(01)00006-8).
- Chocat, B.; Ashley, R.; Marsalek, J.; Matos, M. R.; Rauch, W.; Schilling, W.; Urbonas, B. 2007. Toward the Sustainable Management of Urban Storm-Water. *Indoor and Built Environment*. Vol. 16 (3), ss. 273–285. DOI: <https://doi.org/10.1177/1420326X07078854>.
- Collier, Christopher G. 2016. *Hydrometeorology*. Chichester; Hoboken: John Wiley & Sons, Inc. DOI: <https://doi.org/10.1002/9781118414965>, 2020-04-05.
- Cuo, Lan. 2016. Land Use/Cover Change Impacts on Hydrology in Large River Basins. Publicerad i Tang, Qiuhong; Oki, Taikan (red.). 2016. *Terrestrial Water Cycle and Climate Change: Natural and Human-Induced Impacts*. Hoboken: John Wiley & Sons, Inc, ss. 71–102. DOI: <https://doi.org/10.1002/9781118971772.ch6>.
- Demuzere, M.; Orru, K.; Heidrich, O.; Olazabal, E.; Geneletti, D.; Orru, H.; Bhave, A.G.; Mittal, N.; Feliu, E.; Faehnle, M. 2014. Mitigating and adapting to climate change: Multi-functional and multi-scale assessment of green urban infrastructure. *Journal of Environmental Management*. Vol. 146, ss. 107–115. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.025>.
- Direktiv 2008/105/EG. *Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/105/EG av den 16 december 2008 om miljö kvalitetsnormer inom vattenpolitikens område och ändring och senare upphävande av rådets direktiv 82/176/EEG, 83/513/EEG, 84/156/EEG, 84/491/EEG och 86/280/EEG, samt om ändring av Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG*. Tillgänglig: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/sv/TXT/?uri=CELEX%3A32008L0105>, 2020-09-08.
- Dodgson, J. S.; Spackman, M.; Pearman, A.; Phillips, L.D. 2009. *Multi-criteria analysis: a manual*. London: Department for Communities and Local Government. Tillgänglig: [http://eprints.lse.ac.uk/12761/1/Multi-criteria\\_Analysis.pdf](http://eprints.lse.ac.uk/12761/1/Multi-criteria_Analysis.pdf), 2020-09-08.
- Duha, Jiunn-Der; Shandas, Vivek; Chang, Heejun; Georgec, Linda A. 2008. Rates of urbanization and the resilience of air and water quality. *Science of the Total Environment*. Vol. 400 (1-3), ss. 238–256. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.05.002>.
- EEA (European Environmental Agency). 2012. *European waters – Assessment of status and pressures*. Luxembourg: Publications Office of the European Union. Tillgänglig: [http://fis.freshwatertools.eu/files/MARS\\_resources/Info\\_lib/EEA\(2012\)European%20waters%20-%20assessment%20of%20status%20and%20pressures.pdf](http://fis.freshwatertools.eu/files/MARS_resources/Info_lib/EEA(2012)European%20waters%20-%20assessment%20of%20status%20and%20pressures.pdf), 2020-09-08.
- EEA (European Environmental Agency). 2018. *European waters: Assessment of status and pressures 2018*. Luxembourg: Publications Office of the European Union. Tillgänglig: [https://www.eea.europa.eu/publications/state-of-water/at\\_download/file](https://www.eea.europa.eu/publications/state-of-water/at_download/file), 2020-09-08.
- EIU (Economist Intelligence Unit). 2019. *The critical role of infrastructure for the Sustainable Development Goals*. London: Economist Intelligence Unit. Tillgänglig: [https://content.unops.org/publications/The-critical-role-of-infrastructure-for-the-SDGs\\_EN.pdf?mtime=20190314130614](https://content.unops.org/publications/The-critical-role-of-infrastructure-for-the-SDGs_EN.pdf?mtime=20190314130614), 2020-09-08.
- Eklundh, Lars; Harrie, Lars. 2002. Geografiska informationssystem: Användning idag och framtidsutsikter. Publicerad i Olsson, Lennart (red.). 2002. *Geografiska informationssystem: Tillämpningsexempel*. Stockholm: Forskningsrådet Formas, ss. 9–38.
- Elmefors, Elin. 2014. *Grågröna systemlösningar för hållbara städer: Dagvattenrening i mark och dränerande hårdgjorda system*. Stockholm: Vinnova. (Vinnova – Utmaningsdriven innovation – Hållbara attraktiva städer, 2012–01271). Tillgänglig: <https://pdfs.semanticscholar.org/d80f/c7747b345862d8538fe1e2832ef53d63f154.pdf>, 2020-09-08.
- EPA (United States Environmental Protection Agency). u.å. *Learn About Heat Islands*. Webb sida. Tillgänglig: <https://www.epa.gov/heatislands/learn-about-heat-islands>, 2020-09-08.
- Esri (Environmental Systems Research Institute). u.å. 1. *Fill*. Webb sida. Tillgänglig: <https://desktop.arcgis.com/en/arcmap/10.3/tools/spatial-analyst-toolbox/fill.htm>, 2020-09-08.

- Esri (Environmental Systems Research Institute). u.å. 2. *GIS Dictionary*. Webb sida. Tillgänglig: <https://support.esri.com/en/other-resources/gis-dictionary/term/0c14e614-30c2-4bee-a1e4-4ff2c60d4626>, 2020-09-08.
- Fletcher, Tim D.; Shuster, William; Hunt, William F.; Ashley, Richard; Butler, David; Arthur, Scott; Trowsdale, Sam; Barraud, Sylvie; Semadeni-Davies, Annette; Bertrand-Krajewski, Jean-Luc; Steen Mikkelsen, Peter; Rivard, Gilles; Uhl, Mathias; Dagenais, Danielle; Viklander, Maria. 2015. SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. *Urban Water Journal*. Vol. 12 (7), ss. 525–542. DOI: <https://doi.org/10.1080/1573062X.2014.916314>.
- Flynn, Carli D.; Davidson, Cliff I. 2016. Adapting the social-ecological system framework for urban stormwater management: the case of green infrastructure adoption. *Ecology and Society*. Vol. 21 (4) :19. DOI: <http://doi.org/10.5751/ES-08756-210419>.
- Fowles, Jib. 1974. On chronocentrism. *Futures*. Vol. 6 (1), ss. 65–68. DOI: [https://doi.org/10.1016/0016-3287\(74\)90008-1](https://doi.org/10.1016/0016-3287(74)90008-1).
- Fridell, Kent; Jergmo, Fredrik. 2015. *Regnbäddar: Biofilter för behandling av dagvatten*. Alnarp: Tankesmedjan Movium. (Movium Fakta 2015:2). Tillgänglig: [https://www.movium.slu.se/system/files/news/11238/files/movium\\_fakta\\_2-2015\\_rangbaddar-slutlig.pdf](https://www.movium.slu.se/system/files/news/11238/files/movium_fakta_2-2015_rangbaddar-slutlig.pdf), 2020-09-08.
- Gill, Susannah E.; Handley, John F.; Ennos, Adrian Roland; Pauleit, Stephan. 2007. Adapting Cities for Climate Change: The Role of the Green Infrastructure. *Built Environment*. Vol. 33 (1), ss. 115–133. DOI: <https://doi.org/10.2148/benv.33.1.115>.
- Global Footprint Network. 2018. *National Footprint Accounts 2018 edition*. Webb sida. Tillgänglig: [http://data.footprintnetwork.org/?\\_ga=2.88900635.1602399669.1586113369-917118291.1586113369#/,](http://data.footprintnetwork.org/?_ga=2.88900635.1602399669.1586113369-917118291.1586113369#/) 2020-09-08.
- Gomes, Eliane Gonçalves; Lins, Marcos Pereira Estellita. Integrating Geographical Information Systems and Multi-Criteria Methods: A Case Study. *Annals of Operations Research*. Vol. 116, ss. 243–269. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1021344700828>.
- Greene, Randal; Devillers, Rodolphe; Luther, Joan E.; Eddy, Brian G. 2011. GIS-Based Multiple-Criteria Decision Analysis. *Geography Compass*. Vol. 5 (6), ss. 412–432. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1749-8198.2011.00431.x>.
- Groat, Linda; Wang, David. 2002. *Architectural Research Methods*. Upplaga 1. Chichester: John Wiley & Sons, Inc.
- Gupta, S. K. 2011. *Modern Hydrology and Sustainable Water Development*. Hoboken: Wiley-Blackwell. DOI: <https://doi.org/10.1002/9781444323962>.
- Haghighatafshar, Salar; la Cour Jansen, Jes; Aspegren, Henrik; Jönsson, Karin. 2018. Conceptualization and Schematization of Mesoscale Sustainable Drainage Systems: A Full-Scale Study. *Water*. Vol. 10 (8), 1041. DOI: <https://doi.org/10.3390/w10081041>.
- Hall, Ola; Alm, Göran; Ene, Stefan; Jansson, Ulf. 2003. *Introduktion till Kartografi och geografisk information*. Lund: Studentlitteratur.
- Havs- och vattenmyndigheten. 2019a. *Ramdirektivet för vatten - utgångspunkt för svensk vattenförvaltning*. Webb sida. Tillgänglig: <https://www.havochvatten.se/hav/samordning--fakta/miljomal--direktiv/vattendirektivet/vattendirektivet.html>, 2020-09-08.
- Havs- och vattenmyndigheten. 2019b. *Miljö kvalitetsnormer för ytvatten*. Webb sida. Tillgänglig: <https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/vagledningar/vattenforvaltning/om-vattenforvaltning/miljokvalitetsnormer-for-ytvatten.html>, 2020-09-08.
- Hellman; Fredrik. 2017. *Accelererad provning av dränerande markstensytor med HVS-utrustning*. Stockholm: Vinnova. (Vinnova – Utmaningsdriven innovation – Hållbara attraktiva städer, 2012-01271). Tillgänglig: <http://klimatsakradstad.se/media/2017/11/HVS-rapport-Hellman-m-bilagor.pdf>, 2020-09-08.
- Heywood, D. Ian; Cornelius, Sarah; Carver, Steve. 2011. *An introduction to geographical information systems*. Upplaga 4. Harlow: Prentice Hall.
- Hollis, G.E. 1975. The effect of urbanization on floods of different recurrence interval. *Water Resources Research*. Vol. 11 (3), ss. 431–435. DOI: <https://doi.org/10.1029/WR011i003p00431>.

## 6 Referenser

- Houston, Donald; Werritty, Alan; Bassett, David; Geddes, Alistair; Hoolachan, Andrew; McMillan, Marion. 2011. *Pluvial (rain-related) flooding in urban areas: the invisible hazard*. York: Joseph Rowntree Foundation. Tillgänglig: <https://pdfs.semanticscholar.org/c327/7d9b009b70c618dc1a2deb1bed3dac57cefe.pdf>, 2020-09-08.
- HVMFS 2019:25 (Havs- och vattenmyndighetens författningssamling). *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten*. Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten. Tillgänglig: <https://www.havochvatten.se/download/18.4705beb516f0bcf57ce1c145/1576576601249/HVMFS%202019-25-cv.pdf>, 2020-09-08.
- Ishizaka, Alessio; Nemery, Philippe. 2013. *Multi-Criteria Decision Analysis: Methods and Software*. Chichester: John Wiley & Sons, Inc. DOI: <https://doi.org/10.1002/9781118644898>.
- Janke, Jason R. 2010. Multicriteria GIS modeling of wind and solar farms in Colorado. *Renewable Energy*. Vol. 35 (10), ss. 2228–2234. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2010.03.014>.
- Keesstra, Saskia; Nunes, Joao; Novara, Agata; Finger, David; Avelar, David; Kalantari, Zahra; Cerdà, Artemi. 2018. The superior effect of nature based solutions in land management for enhancing ecosystem services. *Science of the Total Environment*. Vol. 610-611, ss. 997–1009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.077>.
- Kitzes, Justin; Wackernagel, Mathis; Loh, Jonathan; Peller, Audrey; Goldfinger, Steven; Cheng, Deborah; Tea, Kallin. 2007. Shrink and Share: Humanity's Present and Future Ecological Footprint. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 363 (1491), ss. 467–475. DOI: <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2164>.
- Konikow, Leonard F. 2011. Contribution of Global Groundwater Depletion since 1900 to Sea-Level Rise. *Geophysical Research Letters*. Vol. 38 (17). DOI: <https://doi.org/10.1029/2011GL048604>.
- Konrad, C.P., 2013. *US geological survey fact sheet 076-03: effects of urban development on floods*. Webbssida. Tillgänglig: <https://pubs.usgs.gov/fs/fs07603/>, 2020-09-08.
- Kuller, Martijn; Bach, Peter M.; Ramirez-Lovering, Diego; Deletic, Ana. 2017. Framing water sensitive urban design as part of the urban form: A critical review of tools for best planning practice. *Environmental Modelling & Software*. Vol. 96, ss. 265–282. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.07.003>.
- Kuo, Ming. 2015. How might contact with nature promote human health? Exploring promising mechanisms and a possible central pathway. *Frontiers in Psychology*. Vol. 6 (1093). DOI: <https://doi.org/10.3389/fpsyg.2015.01093>.
- Lafortezza, Raffaele; Chen, Jiquan; Konijnendijk van Den Bosch, Cecil; Randrup, Thomas B. 2018. Nature-based solutions for resilient landscapes and cities. *Environmental Research*. Vol. 165, ss. 431–441. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.11.038>.
- Lantmäteriet. 2020. *Produktbeskrivning: GSD-Fastighetskartan vektor*. (Dokumentversion 7.5.7). Tillgänglig: <https://www.lantmateriet.se/globalassets/kartor-och-geografisk-information/kartor/fastshmi.pdf>, 2020-09-08.
- Lerche, Ian; Glaesser, Walter. 2006. *Environmental Risk Assessment Quantitative Measures, Anthropogenic Influences, Human Impact*. Berlin: Springer Berlin Heidelberg. DOI: <https://doi.org/10.1007/3-540-29709-X>.
- Lerer, Sara Maria; Arnbjerg-Nielsen, Karsten; Steen Mikkelsen, Peter. 2015. A Mapping of Tools for Informing Water Sensitive Urban Design Planning Decisions: Questions, Aspects and Context Sensitivity. *Water*. Vol. 7 (3), ss. 993–1012. DOI: <https://doi.org/10.3390/w7030993>.
- Lidström, Viveka. 2013. *Vårt Vatten: Grundläggande lärobok i vatten- och avloppsteknik*. Upplaga 2. Stockholm: Svenskt Vatten.
- Lindh, Gunnar. 1972. Urbanization: A Hydrological Headache. Vol. 1 (6), ss. 185–201. *Ambio*. Vol. 1 (6), ss. 185–201. Tillgänglig: <https://www.jstor.org/stable/pdf/4311983.pdf?refreqid=excelsior%3A083e41efd09acb4ae67396ddcbbfccf2>, 2020-09-08.
- Liptan, Thomas W.; Santen Jr., J. David. 2016. *Sustainable Stormwater Management: A Landscape-Driven Approach to Planning and Design*. Portland: Timber Press.
- Länsstyrelsen i Skåne län. 2007. *Det skånska landsbygdsprogrammet: Ett utvecklingsprogram med landskapsperspektiv*. Malmö: Länsstyrelsen i Skåne län. (Skåne i Utveckling, Rapport 2007:10). Tillgänglig: <https://www.lansstyrelsen.se/download/18.2e0f9f621636c8440272691a/1528230362341/Der%20sk%C3%A5nska%20landsbygdsprogrammet.pdf>, 2020-09-08.
- Länsstyrelserna. u.å. *VISS (Vatteninformationssystem Sverige): Vattenkartan*. Kartografiskt material. Jönköping: Länsstyrelsen i Jönköpings län. Tillgänglig: <https://ext-geoportal.lansstyrelsen.se/standard/?appid=1589fd5a099a4e309035beb900d12399>, 2020-09-08.

- Maki, Hideaki; Sekiguchi, Hiroyuki; Hiwatari, Takehiko; Koshikawa, Hiroshi; Kohata, Kunio; Yamazaki, Masao; Kawai, Toshio; Ando, Haruo; Watanabe, Masataka. 2007. Influences of Storm Water and Combined Sewage Overflow on Tokyo Bay. *Environmental Forensics*. Vol. 8 (1-2), ss. 173–180. DOI: <https://doi.org/10.1080/15275920601180719>.
- Malczewski, Jacek. 2000. On the Use of Weighted Linear Combination Method in GIS: Common and Best Practice Approaches. *Transactions in GIS*. Vol. 4 (1), ss. 5–22. DOI: <https://doi.org/10.1111/1467-9671.00035>.
- Malczewski, Jacek. 2006. GIS-based multicriteria decision analysis: a survey of the literature. *International Journal of Geographical Information Science*. Vol. 20 (7), ss. 703–726. DOI: <https://doi.org/10.1080/13658810600661508>.
- Malczewski, Jacek; Rinner, Claus. 2015. *Multicriteria Decision Analysis in Geographic Information Science*. New York: Springer. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-3-540-74757-4>.
- Malmö stad. 2008. *Dagvattenstrategi för Malmö*. Malmö: Malmö stad. Tillgänglig: [https://www.vasyd.se/-/media/Documents/Informationsmaterial/Vatten-och-avlopp/Dagvatten/Dagvattenstrategi\\_Malmo.pdf](https://www.vasyd.se/-/media/Documents/Informationsmaterial/Vatten-och-avlopp/Dagvatten/Dagvattenstrategi_Malmo.pdf), 2020-09-08.
- Malmö stad. 2017. *Skyfallsplan för Malmö*. Malmö: Malmö stad. Tillgänglig: [https://malmo.se/download/18.cb832751656711ccfb323/1535098146263/Skyfallsplanen\\_antagen\\_20170301.pdf](https://malmo.se/download/18.cb832751656711ccfb323/1535098146263/Skyfallsplanen_antagen_20170301.pdf), 2020-09-08.
- Malmö stad. 2018a. *Översiktsplan för Malmö: Planstrategi*. Malmö: Malmö stad. Tillgänglig: [https://malmo.se/download/18.270ce2fa16316b5786c18924/1528181608562/%C3%96VERSIKTSPLAN+F%C3%96R+MALM%C3%96\\_antagen\\_31maj2018\\_lowres.pdf](https://malmo.se/download/18.270ce2fa16316b5786c18924/1528181608562/%C3%96VERSIKTSPLAN+F%C3%96R+MALM%C3%96_antagen_31maj2018_lowres.pdf), 2020-09-08.
- Malmö stad. 2018b. *Malmöns vatten: Kunskaps- och planeringsunderlag*. Malmö: Malmö stad. Tillgänglig: [https://malmo.se/download/18.270ce2fa16316b5786c1e461/1528897840563/Malm%C3%B6s%20vatten\\_31maj2018.pdf](https://malmo.se/download/18.270ce2fa16316b5786c1e461/1528897840563/Malm%C3%B6s%20vatten_31maj2018.pdf), 2020-09-08.
- Malmö stad. 2018c. *Översiktsplan för Malmö: Digitalt kartverktyg*. Kartografiskt material. Malmö: Malmö stad. Tillgänglig: [http://kartor.malmo.se/rest/ol/2.1/?config=../configs-2.1/config\\_op.js](http://kartor.malmo.se/rest/ol/2.1/?config=../configs-2.1/config_op.js), 2020-09-08.
- Malmö stad. 2019. *Teknisk handbok juni 2019: Gatubyggnad – gatusektioner*. Tillgänglig: <https://www.projektering.nu/gatusektioner.html>, 2020-09-08.
- Malmö stad. u.å. *Malmö stadsatlas*. Kartografiskt material. Malmö: Malmö stad. Tillgänglig: [https://kartor.malmo.se/rest/leaf/1.0/?config=../configs-1.0/malmo\\_atlas.js](https://kartor.malmo.se/rest/leaf/1.0/?config=../configs-1.0/malmo_atlas.js), 2020-09-08.
- Masoner, Jason R.; Kolpin, Dana W.; Cozzarelli, Isabelle M.; Barber, Larry B.; Burden, David S.; Foreman, William T.; Forshay, Kenneth J.; Furlong, Edward T.; Groves, Justin F.; Hladik, Michelle L.; Hopton, Matthew E.; Jaeschke, Jeanne B.; Keefe, Steffanie H.; Krabbenhoft, David P.; Lowrance, Richard; Romanok, Kristin M.; Rus, David L.; Selbig, William R.; Williams, Brianna H.; Bradley, Paul M. 2019. Urban Stormwater: An Overlooked Pathway of Extensive Mixed Contaminants to Surface and Groundwaters in the United States. *Environmental Science & Technology*. Vol. 53 (17), ss. 10070–10081. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b02867>.
- McFarland, Andrea R.; Larsen, Larissa; Yeshitela, Kumelachew; Engida, Agizew Nigussie; Love, Nancy G. 2019. Guide for using green infrastructure in urban environments for stormwater management. *Environmental Science: Water Research & Technology*. Vol. 5 (4), ss. 643–659. DOI: <https://doi.org/10.1039/C8EW00498F>.
- McGrane, Scott J. 2016. Impacts of urbanisation on hydrological and water quality dynamics, and urban water management: a review. *Hydrological Sciences Journal*. Vol. 61 (13), ss. 2295–2311. DOI: <https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1128084>.
- Meerow, Sara; Newell, Joshua P. 2017. Spatial planning for multifunctional green infrastructure: Growing resilience in Detroit. *Landscape and Urban Planning*. Vol. 159, ss. 62–75. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.10.005>.
- Miller, G. Tyler; Spoolman, Scott E. 2016. *Living in the Environment*. Upplaga 19. Boston: Cengage Learning.
- Miller, James D.; Kim, Hyeonjun; Kjeldsen, Thomas R.; Packman, John; Grebby, Stephen; Deardend, Rachel. 2014. Assessing the impact of urbanization on storm runoff in a peri-urban catchment using historical change in impervious cover. *Journal of Hydrology*. Vol. 515, ss. 59–70. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.04.011>.
- Naturvårdsverket. 2017. *Analys av kunskapsläget för dagvattenproblematiken*. Stockholm: Naturvårdsverket. (NV-08972-16). Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhallet/miljoarbete-i-sverige/regeringsuppdrag/2017/analys-kunskapslaget-dagvattenproblematiken.pdf>, 2020-09-08.

- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration). u.å. *What is the biggest source of pollution in the ocean?* Webbsida. Tillgänglig: <https://oceanservice.noaa.gov/facts/pollution.html>, 2020-09-08.
- Nordstrom, K. M.; Gupta, V. K.; Chase, T. N. 2005. Role of the hydrological cycle in regulating the planetary climate system of a simple nonlinear dynamical model. *Nonlinear Processes in Geophysics*. Vol. 12 (5), ss. 741–753. DOI: <https://doi.org/10.5194/npg-12-741-2005>.
- Oki, Taikan; Kanae, Shinjiro. 2006. Global hydrological cycles and world water resources. *Science*. Vol. 313 (5790), ss. 1068–1072. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1128845>.
- Oliveira, Sandra; Andrade, Henrique; Vaz, Teresa. 2011. The Cooling Effect of Green Spaces as a Contribution to the Mitigation of Urban Heat: A Case Study in Lisbon. *Building and Environment*. Vol. 46 (11), ss. 2186–2194. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2011.04.034>.
- Ozturk, Derya; Batuk, Fatmagül. 2011. Implementation of GIS-Based multicriteria Decision Analysis with VB in ArcGIS. *International Journal of Information Technology & Decision Making*. Vol. 10 (6), ss. 1023–1042. DOI: <https://doi.org/10.1142/S0219622011004695>.
- Palmer, Diane; Gottschalg, Ralph; Betts, Tom. 2019. The future scope of large-scale solar in the UK: Site suitability and target analysis. *Renewable Energy*. Vol. 133, ss. 1136–1146. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.08.109>.
- Passerata, Julien; Ouattara, Nouho Koffi; Mouchel, Jean-Marie; Rocher, Vincent; Servais, Pierre. 2011. Impact of an intense combined sewer overflow event on the microbiological water quality of the Seine River. *Water Research*. Vol. 45 (2), ss. 893–903. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.09.024>.
- Patel, Runa; Davidson, Bo. 2011. *Forskningsmetodikens grunder: Att planera, genomföra och rapportera en undersökning*. Upplaga 4. Lund: Studentlitteratur.
- Paul, Michael J.; Meyer, Judy L. 2001. Streams in the Urban Landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*. Vol. 32 (1), ss. 333–365. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114040>.
- Persson, Jesper; Fridell, Kent; Gustafsson, Eva-Lou; Englund, Jan-Erik. 2014. *Att räkna på vatten: en formelsamling för landskapsingenjörer*. Alnarp: Sveriges lantbruksuniversitet. (Rapport 2014:17). Tillgänglig: [https://pub.epsilon.slu.se/11781/11/persson\\_j\\_etal\\_150203.pdf](https://pub.epsilon.slu.se/11781/11/persson_j_etal_150203.pdf), 2020-09-08.
- Pugh, Thomas A. M.; Mackenzie, A. Robert; Whyatt, J. Duncan; Hewitt, C. Nicholas. 2012. Effectiveness of green infrastructure for improvement of air quality in urban street canyons. *Environmental science & technology*. Vol. 46 (14), ss. 7692–7699. DOI: <https://doi.org/10.1021/es300826w>.
- Qiao, Xiu-Juan; Kristoffersson, Anders; Randrup, Thomas B. 2018. Challenges to implementing urban sustainable stormwater management from a governance perspective: A literature review. *Journal of Cleaner Production*. Vol. 196, ss. 943–952. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.06.049>.
- Rockström, Johan; Steffen, Will; Noone, Kevin; Persson, Åsa; Chaplin, III, F. Stuart; Lambin, Eric F.; Lenton, Timothy M.; Scheffer, Marten; Folke, Carl; Schnellhuber, Hans Joachim; Nykvist, Björn; de Wit, Cynthia A.; Hughes, Terry; van der Leeuw, Sander; Rodhe, Henning; Sörlin, Sverker; Snyder, Peter K.; Costanza, Robert; Svedin, Uno; Falkenmark, Malin; Karlberg, Louise; Corell, Robert W.; Fabry, Victoria J.; Hansen, James; Walker, Brian; Liverman, Diana; Richardson, Katherine; Crutzen, Paul; Foley, Jonathan A. 2009a. A Safe Operating Space for Humanity. *Nature*, vol. 461 (7263), ss. 472–475. DOI: <https://doi.org/10.1038/461472a>.
- Rosén, Lars; Back, Pär-Erik; Söderqvist, Tore; Soutukorva, Åsa; Brodd, Patrik; Grahn, Lars. 2009. *Multikriterieanalys för hållbar efterbehandling: Metodutveckling och exempel på tillämpning*. Stockholm: Naturvårdsverket. (Rapport 5891). Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-5891-3.pdf>, 2020-09-08.
- Rosenberg, David M.; McCully, Patrick; Pringle, Catherine M. 2000. Global-Scale Environmental Effects of Hydrological Alterations: Introduction. *BioScience*. Vol. 50 (9), ss. 746–751. DOI: [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0746:GSEEOH\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0746:GSEEOH]2.0.CO;2).
- Roy, Allison H.; Wenger, Seth J.; Fletcher, Tim D.; Walsh, Christopher J.; Ladson, Anthony R.; Shuster, William D.; Thurston, Hale W.; Brown, Rebekah R. 2008. Impediments and Solutions to Sustainable, Watershed-Scale Urban Stormwater Management: Lessons from Australia and the United States. *Environmental Management*. Vol. 42 (2), ss. 344–359. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00267-008-9119-1>.
- Rybarczyk, Greg; Wu, Changshan. 2010. Bicycle facility planning using GIS and multi-criteria decision analysis. *Applied Geography*. Vol. 30 (2), ss. 282–293. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2009.08.005>.

- SFS 1998:808 (Svensk författningssamling). *Miljöbalk (1998:808)*. Stockholm: Miljö- och energidepartementet. Tillgänglig: [https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/miljobalk-1998808\\_sfs-1998-808](https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/miljobalk-1998808_sfs-1998-808), 2020-09-08.
- SFS 2004:660 (Svensk författningssamling). *Vattenförvaltningsförordning (2004:660)*. Stockholm: Miljö- och energidepartementet. Tillgänglig: [https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/vattenforvaltningsforordning-2004660\\_sfs-2004-660](https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/vattenforvaltningsforordning-2004660_sfs-2004-660), 2020-09-08.
- SFS 2006:412 (Svensk författningssamling). *Lag (2006:412) om allmänna vattentjänster*. Stockholm: Miljö- och energidepartementet. Tillgänglig: [https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/lag-2006412-om-allmanna-vattentjanster\\_sfs-2006-412](https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/lag-2006412-om-allmanna-vattentjanster_sfs-2006-412), 2020-09-08.
- SFS 2017:868 (Svensk författningssamling). *Förordning (2017:868) med länsstyrelseinstruktion*. Stockholm: Finansdepartementet. Tillgänglig: [https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/forordning-2017868-med-lansstyrelseinstruktion\\_sfs-2017-868](https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/forordning-2017868-med-lansstyrelseinstruktion_sfs-2017-868), 2020-09-08.
- SGU (Sveriges geologiska undersökning). 2015. *Tätande jordlager: en kunskapsammansättning*. Uppsala: Sveriges geologiska undersökning. (SGU-rapport 2015:32). Tillgänglig: <http://resource.sgu.se/produkter/sgurapp/s1532-rapport.pdf>, 2020-09-08.
- SGU (Sveriges geologiska undersökning). 2018. *Ramdirektiv för vatten och svensk lagstiftning*. Webbsida. Tillgänglig: <https://www.sgu.se/vagledningar/vattenforvaltning-av-grundvatten/ramdirektivet--for-vatten-och-svensk-lagstiftning/>, 2020-04-08.
- SGU (Sveriges geologiska undersökning). u.å. *Vatten*. Webbsida. Tillgänglig: <https://www.sgu.se/om-geologi/vatten/>, 2020-09-08.
- Shuster, W. D.; Bonta, J.; Thurston, H.; Warnemuende, E.; Smith, D. R. 2005. Impacts of impervious surface on watershed hydrology: A review. *Urban Water Journal*. Vol. 2 (4), ss. 263–275. DOI: <https://doi.org/10.1080/15730620500386529>.
- Singer, Peter. 2011. *Practical Ethics*. Upplaga 3. Cambridge: Cambridge University Press. DOI: <https://doi.org/10.1017/CBO9780511975950>.
- SMHI (Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut). 2002. *Län och huvudavrinningsområden i Sverige*. Norrköping: SMHI. (Faktablad nr 10). Tillgänglig: [https://www.smhi.se/polopoly\\_fs/1.140349!/L%C3%A4n%20och%20huvudavrinningsomr%C3%A5den%20i%20Sverige%20Faktablad%20nr%2010%20SMHI%20November%202002.pdf](https://www.smhi.se/polopoly_fs/1.140349!/L%C3%A4n%20och%20huvudavrinningsomr%C3%A5den%20i%20Sverige%20Faktablad%20nr%2010%20SMHI%20November%202002.pdf), 2020-09-08.
- SMHI (Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut). 2015. *Framtidsklimat i Skåne län: enligt RCP-scenarier*. Norrköping: SMHI. (Klimatologi Nr 29, 2015). Tillgänglig: [https://www.smhi.se/polopoly\\_fs/1.95718!/Menu/general/extGroup/attachmentColHold/mainCol1/file/Framtidsklimat\\_i\\_Sk%C3%A5ne\\_L%C3%A4n\\_Klimatologi\\_nr\\_29.pdf](https://www.smhi.se/polopoly_fs/1.95718!/Menu/general/extGroup/attachmentColHold/mainCol1/file/Framtidsklimat_i_Sk%C3%A5ne_L%C3%A4n_Klimatologi_nr_29.pdf), 2020-09-08.
- SMHI (Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut). 2018. *Vattnets kretslopp - förenar hydrologi, meteorologi och oceanografi*. Webbsida. Tillgänglig: <https://www.smhi.se/kunskapsbanken/hydrologi/vattnets-kretslopp-forenar-hydrologi-meteorologi-och-oceanografi-1.20615>, 2020-09-08.
- Stahre, Peter. 2004. *En långsiktigt hållbar dagvattenhantering: Planering och exempel*. Stockholm: Svenskt Vatten.
- Stahre, Peter. 2008. *Blue-green fingerprints in the city of Malmö, Sweden: Malmö's way towards a sustainable urban drainage*. Malmö: VA SYD.
- Steffen, Will; Richardson, Katherine; Rockström, Johan; Cornell, Sara E.; Fetzer, Ingo; Bennett, Elena M.; Biggs, Reinette; Carpenter, Stephen R.; de Vries, Win; de Wit, Cynthia A.; Folke, Carl; Gerten, Dieter; Heinke, Jens; Mace, Georgina M.; Persson, Linn M.; Ramanathan, Veerabhadran; Meyers, Belinda; Sörlin, Sverker. 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*. Vol. 347 (6223), ss. 1259855–1259855-10. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1259855>.
- Stockholms stad. 2010. *Utredning av föreningensinnehållet i Stockholms dagvatten*. Stockholm: Stockholms stad. Tillgänglig: [https://www.stockholm.vattenochavfall.se/globalassets/dagvatten/pdf/utred\\_foreningensinnehall.pdf](https://www.stockholm.vattenochavfall.se/globalassets/dagvatten/pdf/utred_foreningensinnehall.pdf), 2020-09-08.
- Stockholms stad. 2015. *Dagvattenstrategi: Stockholms väg till en hållbar dagvattenhantering*. Stockholm: Stockholms stad. Tillgänglig: [http://miljobarometern.stockholm.se/content/docs/vp/Stockholms\\_dagvattenstrategi\\_2015-03-09.pdf](http://miljobarometern.stockholm.se/content/docs/vp/Stockholms_dagvattenstrategi_2015-03-09.pdf), 2020-09-08.

## 6 Referenser

- Stockholms stad. 2017a. *Växtbäddar i Stockholms stad: en handbok 2017*. Stockholm: Stockholms stad. Tillgänglig: [https://leverantor.stockholm/globalassets/leverantor-och-utforare/entreprenad-i-stockholms-stads-offentligarum/vaxtbaddshandboken/vaxtbaddar\\_i\\_stockholm\\_2017.pdf](https://leverantor.stockholm/globalassets/leverantor-och-utforare/entreprenad-i-stockholms-stads-offentligarum/vaxtbaddshandboken/vaxtbaddar_i_stockholm_2017.pdf), 2020-09-08.
- Stockholms stad. 2017b. *Dagvatten PM Beräkningsmetodik: för dagvattenflöde och föroreningstransport*. Stockholm: Stockholms stad. Tillgänglig: [https://www.stockholmvattenochavfall.se/globalassets/dagvatten/pdf/pm\\_berakningsmetodik.pdf](https://www.stockholmvattenochavfall.se/globalassets/dagvatten/pdf/pm_berakningsmetodik.pdf), 2020-09-08.
- Sugumaran, Ramanathan; Degroote, John. 2010. *Spatial Decision Support Systems: Principles and Practices*. Boca Raton: CRC Press. DOI: <https://doi.org/10.1201/b10322>.
- Svenskt Vatten. 2011. *Hållbar dag- och dränvattenhantering: Råd vid planering och utformning*. Stockholm: Svenskt Vatten. (Publikation P105).
- Svenskt Vatten. 2016. *Avledning av dag-, drän- och spillvatten: Funktionskrav, hydraulisk dimensionering och utformning av allmänna avloppssystem*. Stockholm: Svenskt Vatten. (Publikation P110).
- Sörensen, Johanna; Persson, Andreas; Sternudd, Catharina; Aspegren, Henrik; Nilsson, Jerry; Nordström, Jonas; Jönsson, Karin; Mottaghi, Misagh; Becker, Per; Pilesjö, Petter; Larsson, Rolf; Berndtsson, Ronny; Mobini, Shifteh. 2016. Re-Thinking Urban Flood Management—Time for a Regime Shift. *Water*. Vol. 8 (8), 332. DOI: <https://doi.org/10.3390/w8080332>.
- Tang, Z; Engela, B.A.; Pijanowskib, B.C.; Lima, K.J. 2005. Forecasting land use change and its environmental impact at a watershed scale. *Journal of Environmental Management*. Vol. 76 (1), ss. 35–45. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.01.006>.
- Taylor, Kevin G.; Owens, Philip N. 2009. Sediments in urban river basins: a review of sediment contaminant dynamics in an environmental system conditioned by human activities. *Journal of Soils and Sediments*. Vol. 9, ss. 281–303. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11368-009-0103-z>.
- Thynell, Anna; Fridell, Kent. 2019. *Levande gaturum: en handbok i Blågröngrå system*. Malmö: Edge. Tillgänglig: <https://bluegreengrey.edges.se/#download-form-anchor>, 2020-09-08.
- Tillinghast, E.D.; Hunt, W.F.; Jennings, G.D. 2011. Stormwater control measure (SCM) design standards to limit stream erosion for Piedmont North Carolina. *Journal of Hydrology*. Vol. 411 (3–4), ss. 185–196. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.09.027>.
- Trafikverket. 2020. *Dataproduktspecifikation: Gatutyp*. (Version 2). Tillgänglig: [https://www.trafikverket.se/TrvSeFiler/Dataproduktspecifikationer/V%C3%A4gdataprodukter/DPS\\_E-G/1046Gatutyp.pdf](https://www.trafikverket.se/TrvSeFiler/Dataproduktspecifikationer/V%C3%A4gdataprodukter/DPS_E-G/1046Gatutyp.pdf), 2020-09-08.
- Trafikverket. u.å. *Vägtrafikflödeskartan*. Webbsida. Tillgänglig: <http://vtf.trafikverket.se/SeTrafikinformation>, 2020-09-08.
- Trenberth, Kevin E.; Fasullo, John T.; Kiehl, Jeffrey. 2009. Earth's global energy budget. *Bulletin of the American Meteorological Society*. Vol. 90, ss. 311–323. DOI: <https://doi.org/10.1175/2008BAMS2634.1>.
- Tzoulas, Konstantinos; Korpela, Kalevi; Venn, Stephen; Yli-Pelkonen, Vesa; Kaźmierczak, Aleksandra; Niemela, Jari; James, Philip. 2007. Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. *Landscape and Urban Planning*. Vol. 81 (3), ss. 167–178. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.02.001>.
- UN (United Nations). u.å. 1. *Goal 6: Ensure access to water and sanitation for all*. Webbsida. Tillgänglig: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/water-and-sanitation/>, 2020-08-09.
- UN (United Nations). u.å. 2. *Goal 11: Make cities inclusive, safe, resilient and sustainable*. Webbsida. Tillgänglig: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/cities/>, 2020-08-09.
- USGS (United States Geological Survey). u.å. *A Comprehensive Study of the Natural Water Cycle*. Webbsida. Tillgänglig: [https://www.usgs.gov/special-topic/water-science-school/science/a-comprehensive-study-natural-water-cycle?qt-science\\_center\\_objects=0#qt-science\\_center\\_objects](https://www.usgs.gov/special-topic/water-science-school/science/a-comprehensive-study-natural-water-cycle?qt-science_center_objects=0#qt-science_center_objects), 2020-09-08.
- VA SYD. 2017. *Åtgärdsplan för Malmös avloppsledningsnät 2017*. Malmö: VA SYD. Tillgänglig: <https://www.vasyd.se/-/media/Documents/Informationsmaterial/Vatten-och-avlopp/Atgardsplaner-for-avlopp/tgrdsplan-Malm-Avloppsledningsnt-2017.pdf>, 2020-09-08.
- Vattenmyndigheterna. u.å. *EU:s vattendirektiv*. Webbsida. Tillgänglig: <https://www.vattenmyndigheterna.se/vattenforvaltning/eus-vattendirektiv.html>, 2020-09-08.



- Vietz, Geoff J.; Walsh, Christopher J.; Fletcher, Tim D. 2016. Urban hydrogeomorphology and the urban stream syndrome: Treating the symptoms and causes of geomorphic change. *Progress in Physical Geography*. Vol. 40 (3), 480–492. DOI: <https://doi.org/10.1177/0309133315605048>.
- Vörösmarty, Charles J.; Sahagian, Dork. 2000. Anthropogenic Disturbance of the Terrestrial Water Cycle. *BioScience*. Vol. 50 (9), ss. 753–765. DOI: [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0753:ADOTTW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0753:ADOTTW]2.0.CO;2).
- Wada, Yoshihide. 2016. Impacts of Groundwater Pumping on Regional and Global Water Resources. Publicerad i Tang, QiuHong; Oki, Taikan (red.). 2016. *Terrestrial Water Cycle and Climate Change: Natural and Human-Induced Impacts*. Hoboken: John Wiley & Sons, Inc, ss. 71–102. DOI: <https://doi.org/10.1002/9781118971772.ch5>.
- Wada, Yoshihide; Van Beek, Ludovicus P.H.; Sperna Weiland, Frederiek C.; Chao, Benjamin F.; Wu, Yun Hao; Bierkens, Marc F.P. 2012. Past and Future Contribution of Global Groundwater Depletion to Sea-Level Rise. *Geophysical Research Letters*. Vol. 39 (9). DOI: <https://doi.org/10.1029/2012GL051230>.
- White, Michael D; Greer, Keith A. 2006. The effects of watershed urbanization on the stream hydrology and riparian vegetation of Los Peñasquitos Creek, California. *Landscape and Urban Planning*. Vol. 74 (2), ss. 125–138. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.11.015>.
- WMO (World Meteorological Organization). 2008. Understanding the hydrological cycle: key to sustainable development. *WMO Bulletin*. Vol. 57 (3), ss. 170–172. Tillgänglig: [https://ane4bf-datap1.s3-eu-west-1.amazonaws.com/wmocms/s3fs-public/article\\_bulletin/related\\_docs/57\\_3\\_aldana\\_sub\\_en.pdf?eovnp2MXBIguF6AOglste8QBLT9K1NaB,2020-09-08](https://ane4bf-datap1.s3-eu-west-1.amazonaws.com/wmocms/s3fs-public/article_bulletin/related_docs/57_3_aldana_sub_en.pdf?eovnp2MXBIguF6AOglste8QBLT9K1NaB,2020-09-08).
- Wong, Tony H.F. 2006. Water Sensitive Urban Design - the Journey Thus Far. *Australian Journal of Water Resources*. Vol. 10 (3), ss. 213–222. DOI: <https://doi.org/10.1080/13241583.2006.11465296>.
- Woods Ballard, B.; Wilson, S.; Udale-Clarke, H.; Illman, S.; Scott, T.; Ashley, R.; Kellagher, R. 2015. *The SuDS Manual (C753F)*. London: CIRIA.
- WWF (World Wide Fund for Nature). 2016. *Living Planet Report 2016: Risk and Resilience in a New Era*. Gland: WWF. Tillgänglig: [http://awsassets.panda.org/downloads/lpr\\_living\\_planet\\_report\\_2016.pdf](http://awsassets.panda.org/downloads/lpr_living_planet_report_2016.pdf), 2020-09-08.
- WWF (World Wide Fund for Nature). 2018. *Living Planet Report 2018: Aiming higher*. Gland: WWF. Tillgänglig: [https://s3.amazonaws.com/wwfassets/downloads/lpr2018\\_full\\_report\\_spreads.pdf](https://s3.amazonaws.com/wwfassets/downloads/lpr2018_full_report_spreads.pdf), 2020-09-08.
- Yin, Robert K. 1994. *Case Study Research: Design and Methods*. Upplaga 2. Thousand Oaks: Sage Publications.
- Zhang, Kun; Chui, Ting Fong May. 2017. A comprehensive review of spatial allocation of LID-BMP-GI practices: Strategies and optimization tools. *Science of The Total Environment*. Vol. 621, ss. 915–929. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.281>.
- Zhou, Tian; Haddeland, Ingerd; Nijssen, Bart; Lettenmaier, Dennis P. 2016. Human-Induced Changes in the Global Water Cycle. Publicerad i Tang, QiuHong; Oki, Taikan (red.). 2016. *Terrestrial Water Cycle and Climate Change: Natural and Human-Induced Impacts*. Hoboken: John Wiley & Sons, Inc, ss. 57–70. DOI: <https://doi.org/10.1002/9781118971772.ch4>.
- Örebro kommun. 2017. *Policy för stadsträd i Örebro kommun*. Örebro: Örebro kommun. Tillgänglig: <https://www.orebro.se/download/18.32b5a2ac16112bcc94f1aa9/1516883488875/Policy%20f%C3%B6r%20stadstr%C3%A4d%20i%20%C3%96rebro%20kommun.pdf>, 2020-09-08.
- Östberg, Johan. 2015. *Standard för trädinventering i urban miljö: version 2.0*. Alnarp: Fakulteten för landskapsarkitektur, trädgårds- och växtproduktionsvetenskap, Sveriges lantbruksuniversitet. (Landskapsarkitektur, trädgård, växtproduktionsvetenskap: rapportserie, 2015:14). Tillgänglig: [https://pub.epsilon.slu.se/12353/7/ostberg\\_j\\_150616.pdf](https://pub.epsilon.slu.se/12353/7/ostberg_j_150616.pdf), 2020-09-08.

## 7 Bilagor

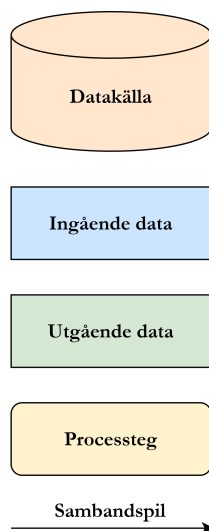
### 7.1 Bilaga 1: Samtalsguide för handledarsamtal inom fallstudie

Nedanstående frågor låg till grund för de samtal med Kent Fridell som utgör en del av uppsatsens fallstudie, vilken presenteras inom avsnitt 3.2. Frågornas ordning och formulering har anpassats efter vad som bedömts vara lämpligt under samtalet. Underordnade frågor presenteras som indragna punkter i listan.

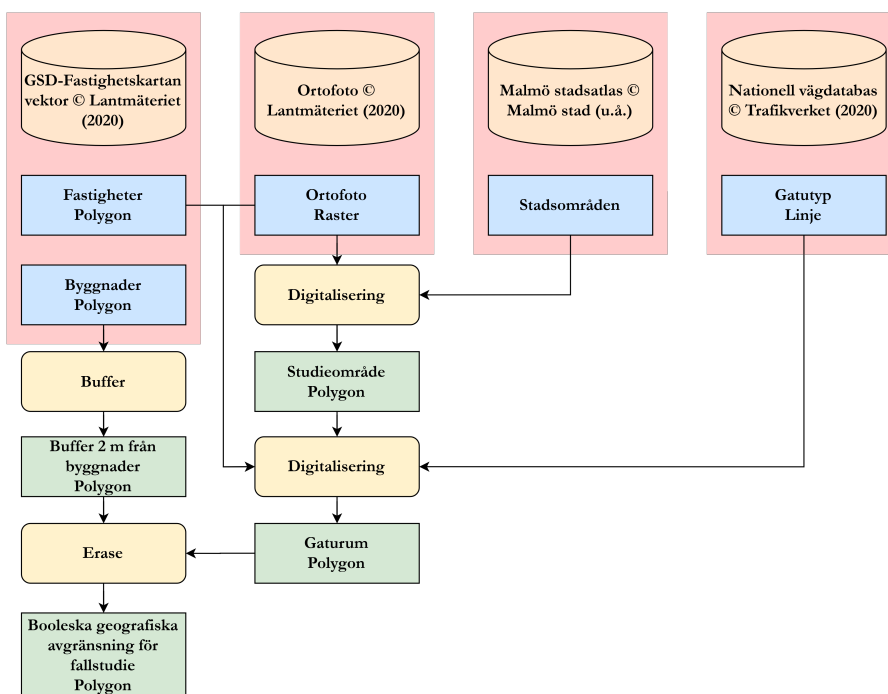
- Vilka är de viktigaste booleska geografiska avgränsningarna för att bestämma acceptabla respektive icke-acceptabla platser för implementering av BGG-system inom området Slottsstaden i Malmö tätort?
  - Varför är dessa booleska geografiska avgränsningar betydelsefulla?
  - Hur bör dessa booleska geografiska avgränsningar definieras kvantitativt?
- Vilka är de viktigaste kriterierna att beakta vid en geografisk kartläggning av lämpligheten att implementera BGG-system vid olika placeringsalternativ inom området Slottsstaden i Malmö tätort?
  - Varför är dessa kriterier betydelsefulla i det givna sammanhanget?
  - Hur bör dessa kriterier definieras kvantitativt?
  - Hur bör dessa kriterier standardiseras till en kriteriegemensam skala som avser lämplighet att implementera BGG-system?
- Hur viktiga är respektive kriterium i förhållande till övriga kriterier inom samma kriteriegrupp med avseende på deras betydelse gentemot lämpligheten att implementera BGG-system?
  - Ange ett numeriskt värde för osäkerheten i bedömningen av det inbördes viktförhållandet mellan kriterierna, vilket är anpassat efter normaliserade viktvärden som antar värden mellan 0 och 1.

## 7.2 Bilaga 2: Flödesscheman för GIS-relaterade arbetsprocesser inom fallstudie

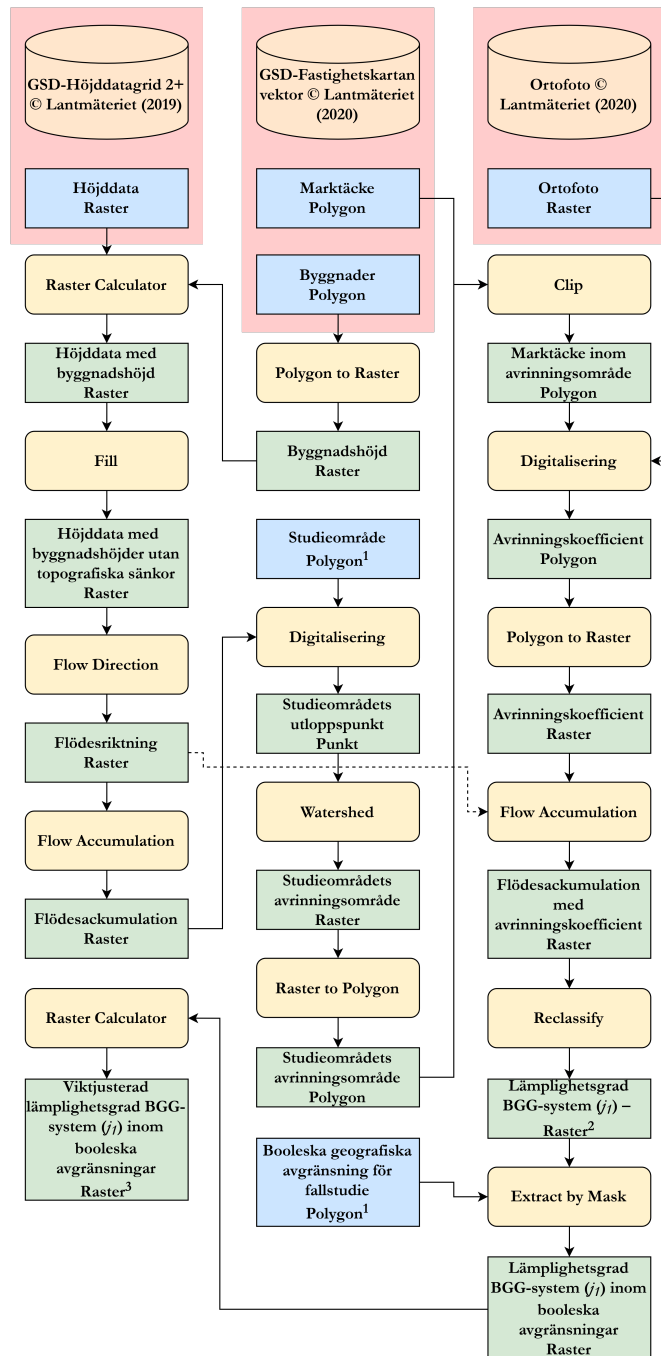
Inom föreliggande bilaga presenteras arbetsgången för de GIS-relaterade processerna inom fallstudien – se avsnitt 3.2 – i form av flödesscheman. Verktyg inom *ArcGIS Desktop 10.7.1* anges med deras namn på engelska. I figur 7.1 presenteras en teckenförklaring för de flödesschema som presenteras inom detta avsnitt.



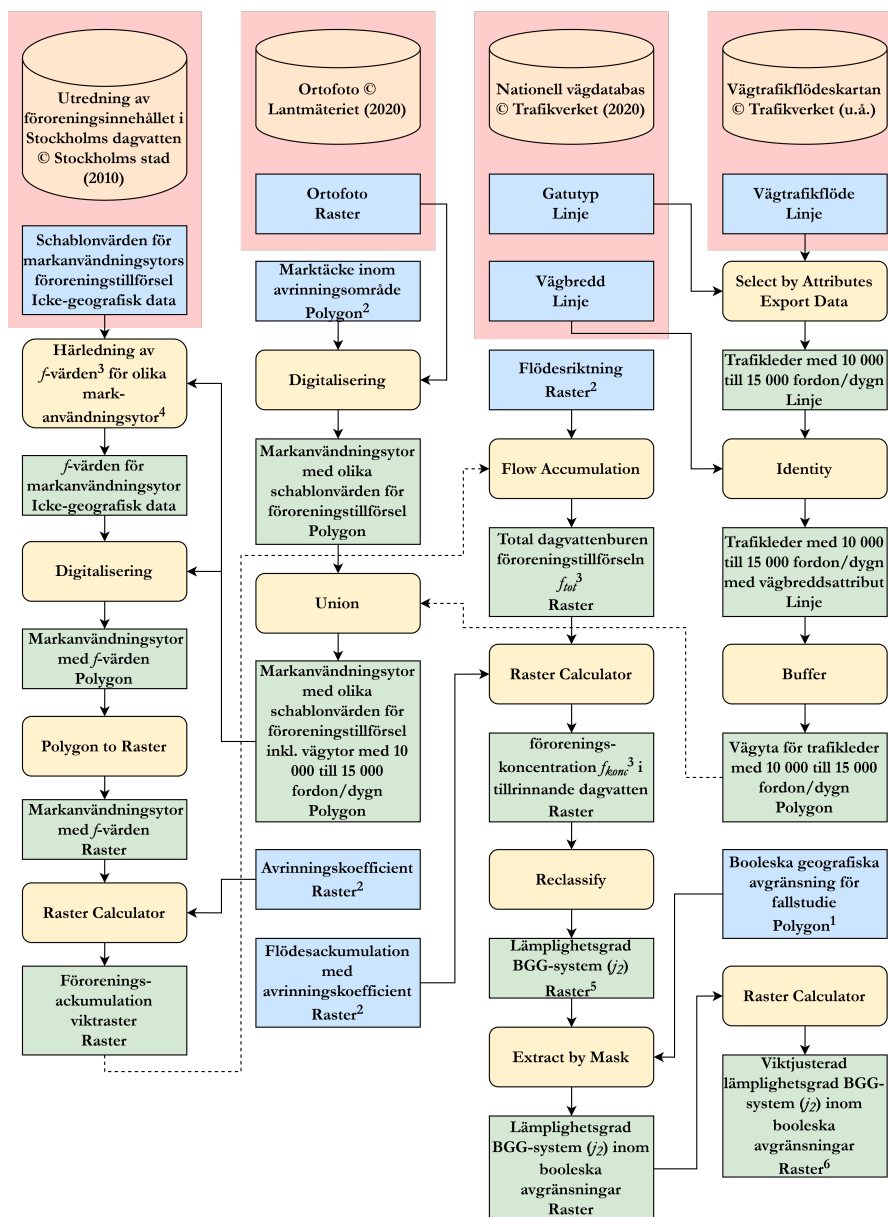
Figur 7.1. Teckenförklaring för flödesscheman som presenteras inom avsnitt 7.2.



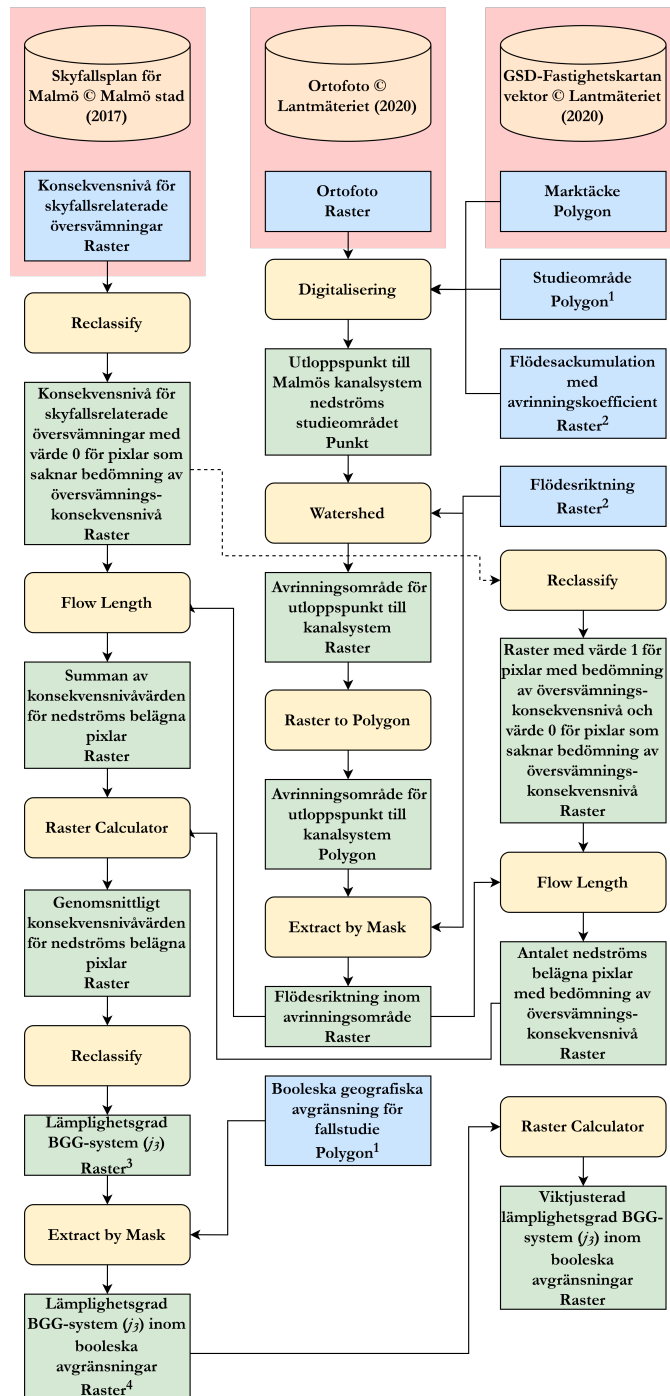
Figur 7.2. Flödesschema för arbetsgången vid framtagandet av det datalager som representerar de geografiska booleska avgränsningarna inom studieområdet för fallstudien, vilket presenteras i avsnitt 3.2.2.



**Figur 7.3.** *Flödeschema för framtagande av datalager för kriterium j1 (tillförsel av dagvattenvolym).* Flödesschema för arbetsgången vid framtagandet av det standardiserade och vikt-justerade datalager som representerar kriterium j1 inom fallstudien, vilket presenteras i avsnitt 3.2.6. <sup>1</sup> Data hämtat från arbetsprocessen som beskrivs i figur 6.2. <sup>2</sup> Standardisering till skala som avser lämplighetsgrad för implementering av BGG-system har skett i enlighet utsagor inom avsnitt 3.2.4.1. <sup>3</sup> Tjugo viktjusterade datalager som representerar lämplighetsgraden för implementering av BGG-system har upprättats för respektive kriterium, av vilka ett har baserats på det normaliserade viktvärdet  $w_{jg}$ , tre har baserats på de normaliserade viktvärda  $w_j$  (ett för respektive viktfordelning mellan kriteriegrupperna (i, ii och iii)) och sexton har baserats på de normaliserade viktvärda  $w_j$  som använts inom fallstudiens känslighetsanalys och presenteras i bilaga 5.

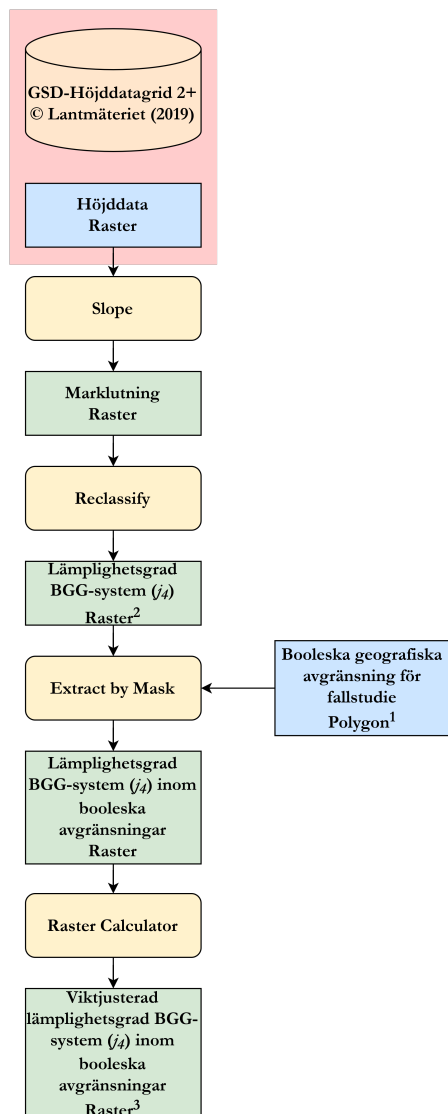


**Figur 7.4.** Flödesschema för framtagande av datalager för kriterium  $j_2$  (koncentration av föroreningar i tillfört dagvatten). Flödesschema för arbetsgången vid framtagandet av det standardiserade och viktjusterade datalager som representerar kriterium  $j_2$  inom fallstudien, vilket presenteras i avsnitt 3.2.6. <sup>1</sup> Data hämtat från arbetsprocessen som beskrivs i figur 6.2. <sup>2</sup> Data hämtat från arbetsprocessen som beskrivs i figur 6.3 <sup>3</sup> Se avsnitt 3.2.4.2. <sup>4</sup> Se bilaga 3. <sup>5</sup> Standardisering till skala som avser lämplighetsgrad för implementering av BGG-system har skett i enlighet utsagor inom avsnitt 3.2.4.2. <sup>6</sup> Tjugo viktjusterade datalager som representerar lämplighetsgraden för implementering av BGG-system har upprättats för respektive kriterium, av vilka ett har baserats på det normaliserade viktvärdet  $w_{jg}$ , tre har baserats på de normaliserade viktvärda  $w_j$  (ett för respektive viktfordelning mellan kriteriegrupperna (i, ii och iii)) och sexton har baserats på de normaliserade viktvärda  $w_j$  som använts inom fallstudiens känslighetsanalys och presenteras i bilaga 5.

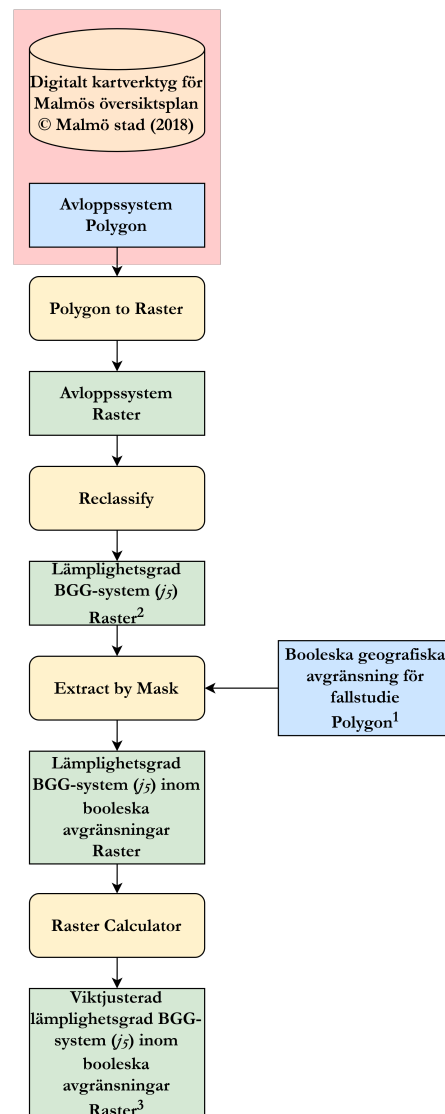


**Figur 7.5.** *Flødeschema för framtagande av datalager för kriterium j3 (konsekvenser av översvämning i nedströms liggande landområden). Flødeschema för arbetsgången vid framtagandet av det standardiserade och viktjusterade datalager som representerar kriterium j3 inom fallstudien, vilket presenteras i avsnitt 3.2.6. <sup>1</sup> Data hämtat från arbetsprocessen som beskrivs i figur 6.2. <sup>2</sup> Data hämtat från arbetsprocessen som beskrivs i figur 6.3 <sup>3</sup> Standardisering till skala som avser lämplighetsgrad för implementering av BGG-system har skett i enlighet utsagor inom avsnitt 3.2.4.2. <sup>4</sup> Tjugo viktjusterade datalager som representerar lämplighetsgraden för implementering av BGG-system har upprättats för respektive kriterium, av vilka ett har baserats på det normaliserade viktvärdet  $W_{j3}$ , tre har baserats på de normaliserade viktvärda  $W_j$  (ett för respektive viktfordelning mellan kriteriegrupperna (i, ii och iii)) och sexton har baserats på de normaliserade viktvärda  $W_j$  som använts inom fallstudiens känslighetsanalys och presenteras i bilaga 5.*

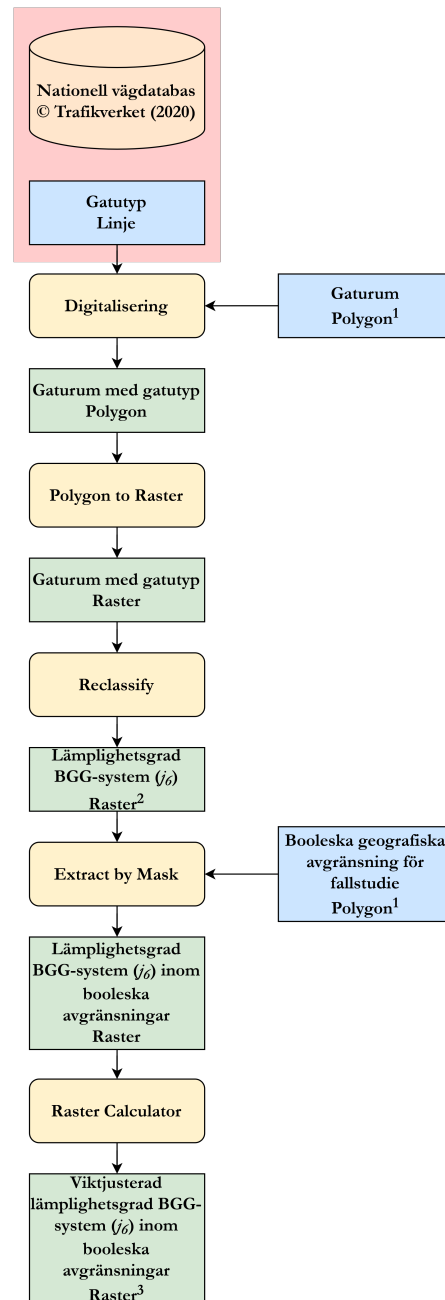
## 7.2 Bilaga 2: Flödesscheman för GIS-relaterade arbetsprocesser inom fallstudie



**Figur 7.6.** Flödesschema för framtagande av datalager för kriterium *j4* (marklutning). Flödesschema för arbetsgången vid framtagandet av det standardiserade och viktjusterade datalager som representerar kriterium *j4* inom fallstudien, vilket presenteras i avsnitt 3.2.6. <sup>1</sup> Data hämtat från arbetsprocessen som beskrivs i figur 6.2. <sup>2</sup> Standardisering till skala som avser lämplighetsgrad för implementering av BGG-system har skett i enlighet utsagor inom avsnitt 3.2.4.2. <sup>3</sup> Tjugo viktjusterade datalager som representerar lämplighetsgraden för implementering av BGG-system har upprättats för respektive kriterium, av vilka ett har baserats på det normaliserade viktvärdet  $w_{j0}$ , tre har baserats på de normaliserade viktvärda  $w_j$  (ett för respektive viktfordelning mellan kriteriegrupperna (*i*, *ii* och *iii*)) och sexton har baserats på de normaliserade viktvärda  $w_j$  som använts inom fallstudiens känslighetsanalys och presenteras i bilaga 5.

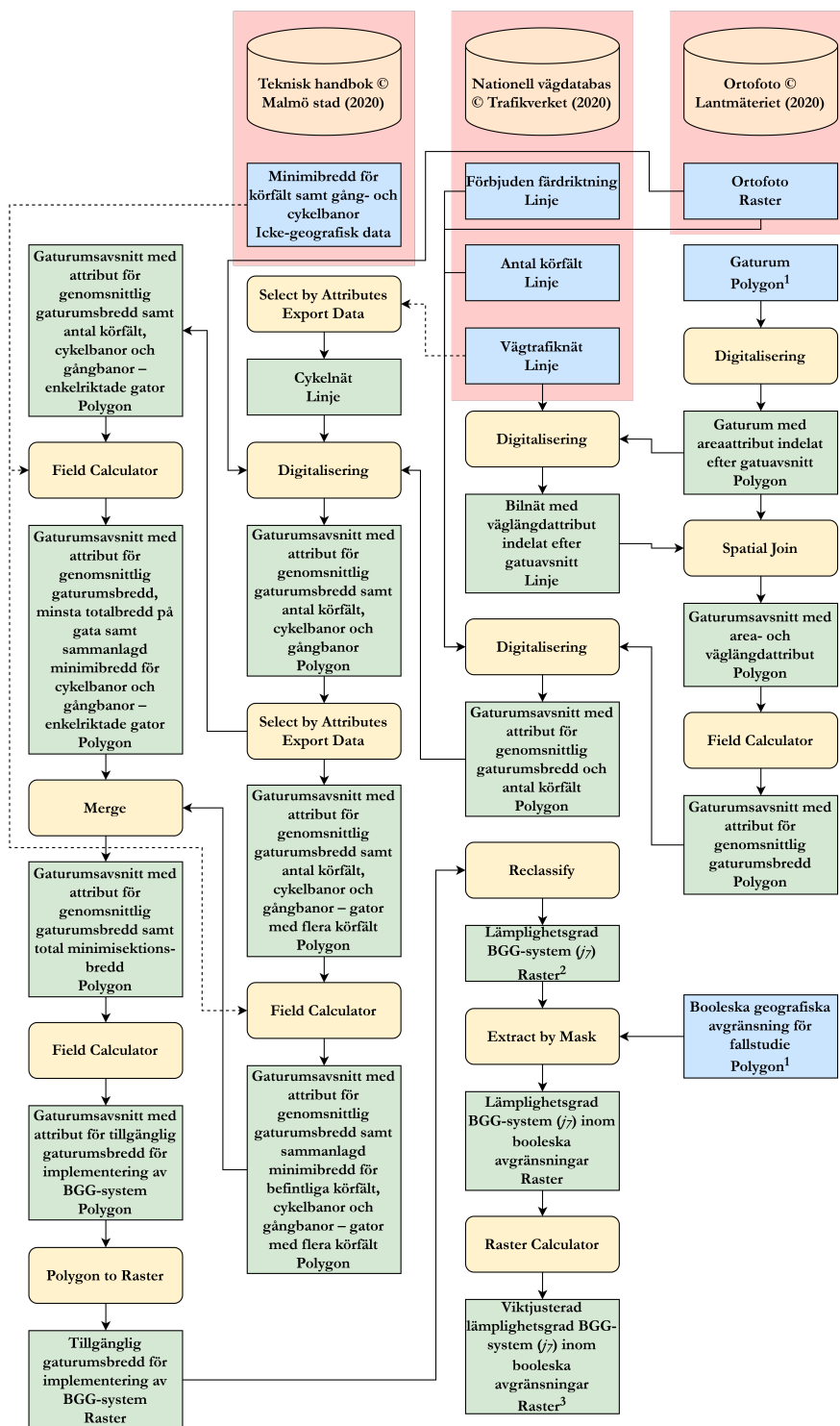


**Figur 7.7.** Flödesschema för framtagande av datalager för kriterium *j5* (typ av avloppssystem). Flödesschema för arbetsgången vid framtagandet av det standardiserade och viktjusterade datalager som representerar kriterium *j5* inom fallstudien, vilket presenteras i avsnitt 3.2.6. <sup>1</sup> Data hämtat från arbetsprocessen som beskrivs i figur 6.2. <sup>2</sup> Standardisering till skala som avser lämplighetsgrad för implementering av BGG-system har skett i enlighet utsagor inom avsnitt 3.2.4.2. <sup>3</sup> Tjugo viktjusterade datalager som representerar lämplighetsgraden för implementering av BGG-system har upprättats för respektive kriterium, av vilka ett har baserats på det normaliserade viktvärdet  $w_{j0}$ , tre har baserats på de normaliserade viktvärda  $w_j$  (ett för respektive viktfordelning mellan kriteriegrupperna (*i*, *ii* och *iii*)) och sexton har baserats på de normaliserade viktvärda  $w_j$  som använts inom fallstudiens känslighetsanalys och presenteras i bilaga 5.

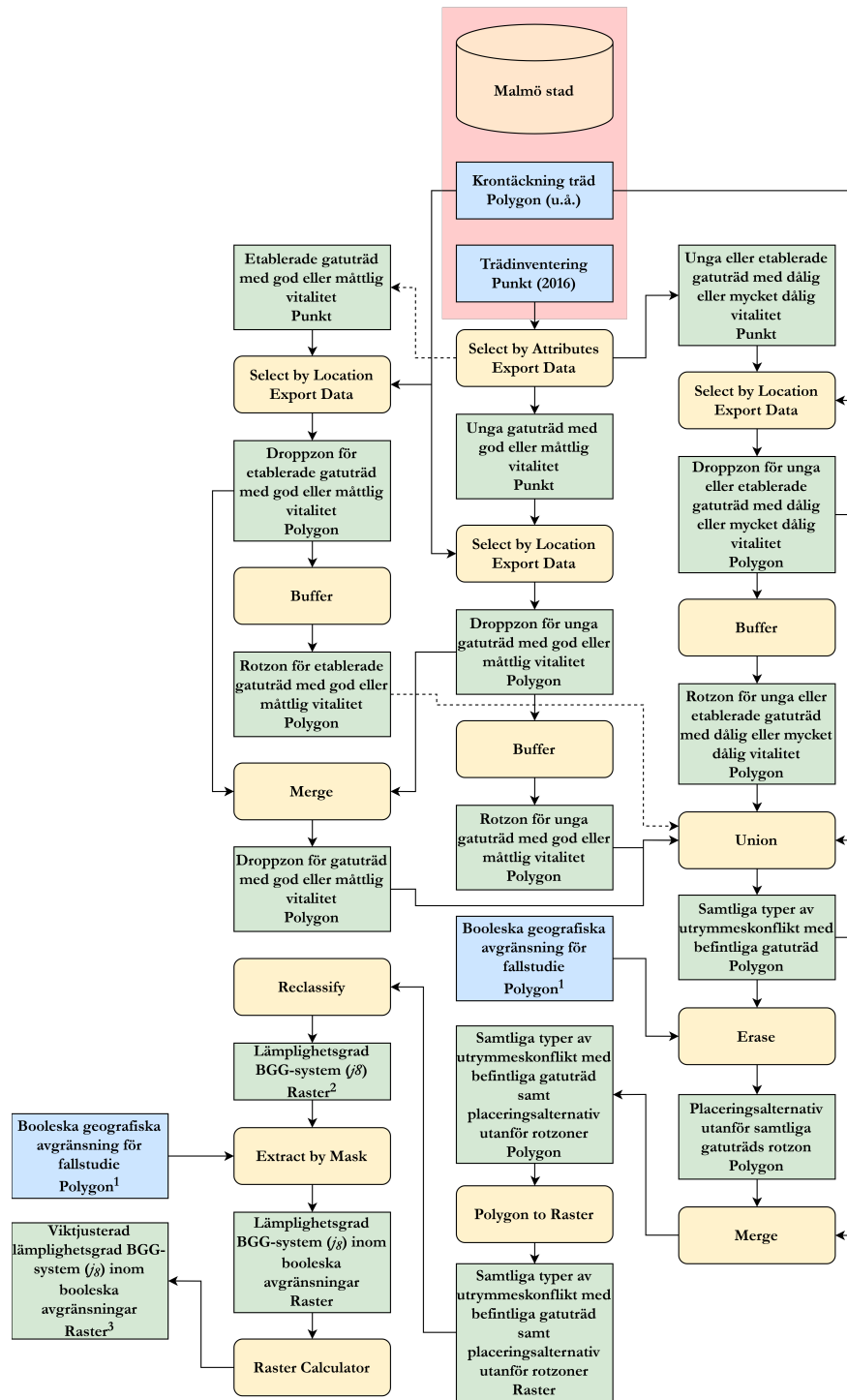


**Figur 7.8.** *Flödeschema för framtagande av datalager för kriterium j<sub>6</sub> (trafikbelastning).* Flödeschema för arbetsgången vid framtagandet av det standardiserade och viktjusterade datalager som representerar kriterium j<sub>6</sub> inom fallstudien, vilket presenteras i avsnitt 3.2.6. <sup>1</sup> Data hämtat från arbetsprocessen som beskrivs i figur 6.2. <sup>2</sup> Standardisering till skala som avser lämplighetsgrad för implementering av BGG-system har skett i enlighet utsagor inom avsnitt 3.2.4.2. <sup>3</sup> Tjugo viktjusterade datalager som representerar lämplighetsgraden för implementering av BGG-system har upprättats för respektive kriterium, av vilka ett har baserats på det normaliserade viktvärdet  $w_{j6}$ , tre har baserats på de normaliserade viktvärda  $w_j$  (ett för respektive viktfordelning mellan kriteriegrupperna (i, ii och iii)) och sexton har baserats på de normaliserade viktvärda  $w_j$  som använts inom fallstudiens känslighetsanalys och presenteras i bilaga 5.



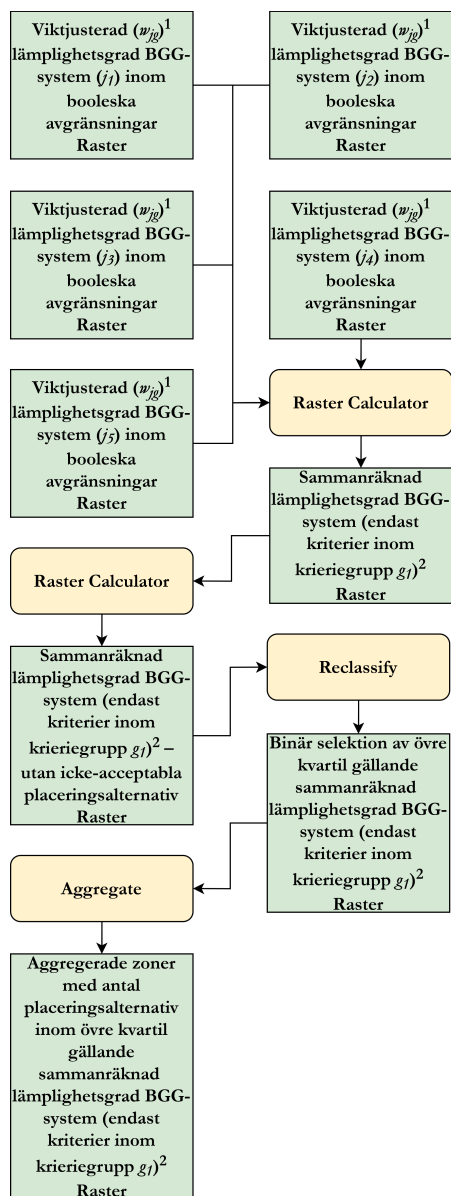


**Figur 7.9.** *Flödesschema för framtagande av datalager för kriterium 17 (utrymme i gaturummets tvärsektion). Flödesschema för arbetsgången vid framtagandet av det standardiserade och viktjusterade datalager som representerar kriterium 17 inom fallstudien, vilket presenteras i avsnitt 3.2.6. <sup>1</sup> Data hämtat från arbetsprocessen som beskrivs i figur 6.2. <sup>2</sup> Standardisering till skala som avser lämplighetsgrad för implementering av BGG-system har skett i enlighet utsagor inom avsnitt 3.2.4.2. <sup>3</sup> Tjugo viktjusterade datalager som representerar lämplighetsgraden för implementering av BGG-system har upprättats för respektive kriterium, av vilka ett har baserats på det normaliserade viktvärdet  $W_{19}$ , tre har baserats på de normaliserade viktvärdena  $W_j$  (ett för respektive viktfordelning mellan kriteriegrupperna (i, ii och iii)) och sexton har baserats på de normaliserade viktvärdena  $W_j$  som använts inom fallstudiens känslighetsanalys och presenteras i bilaga 5.*

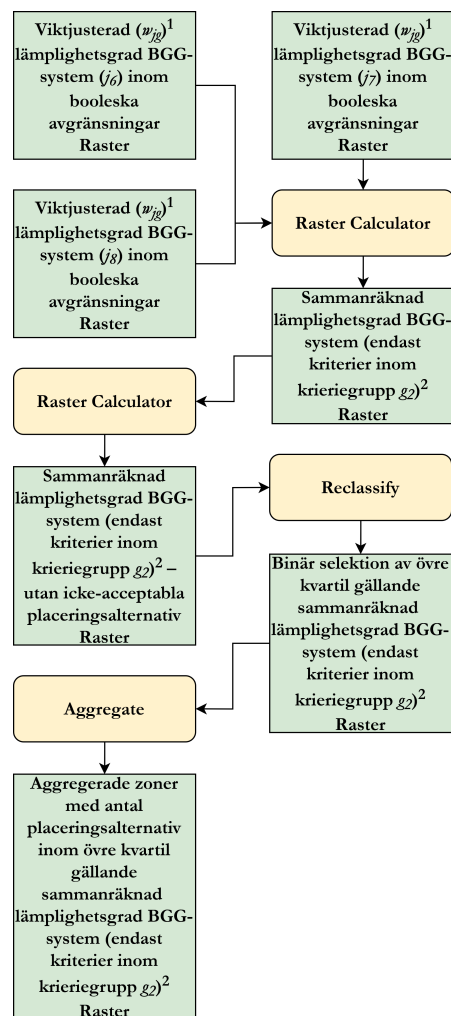


**Figur 7.10.** *Flödesschema för framtagande av datalager för kriterium js (utrymmeskonflikt med befintliga träd). Flödesschema för arbetsgången vid framtagandet av det standardiserade och viktjusterade datalager som representerar kriterium js inom fallstudien, vilket presenteras i avsnitt 3.2.6. <sup>1</sup> Data hämtat från arbetsprocessen som beskrivs i figur 6.2. <sup>2</sup> Standardisering till skala som avser lämplighetsgrad för implementering av BGG-system har skett i enlighet utsagor inom avsnitt 3.2.4.2. <sup>3</sup> Tjugo viktjusterade datalager som representerar lämplighetsgraden för implementering av BGG-system har upprättats för respektive kriterium, av vilka ett har baserats på det normaliserade viktvärdet  $W_{jg}$ , tre har baserats på de normaliserade viktvärda  $W_j$  (ett för respektive viktfordelning mellan kriteriegrupperna (i, ii och iii)) och sexton har baserats på de normaliserade viktvärda  $W_j$  som använts inom fallstudiens känslighetsanalys och presenteras i bilaga 5.*

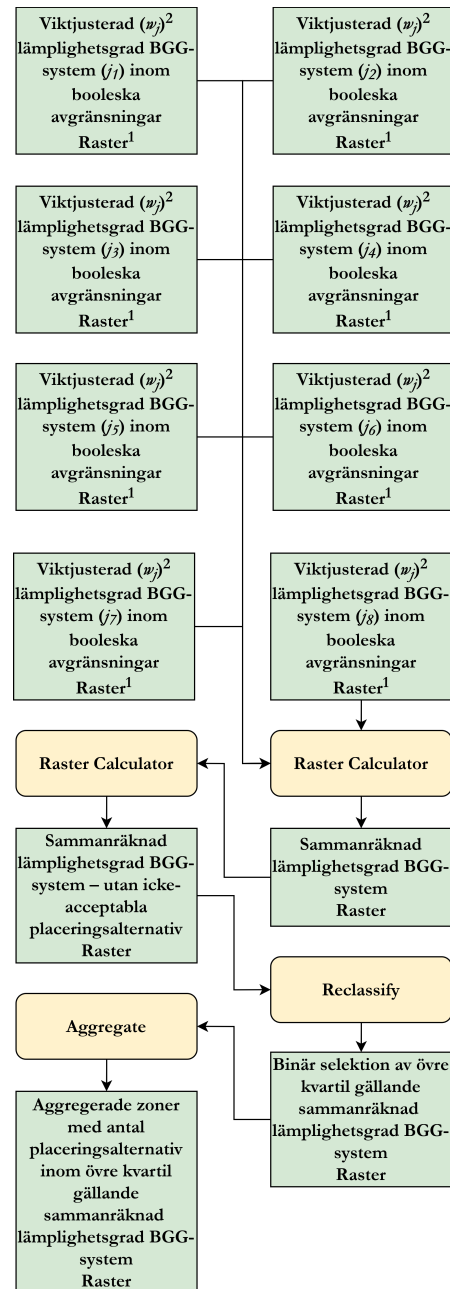
7.2 Bilaga 2: Flödesscheman för GIS-relaterade arbetsprocesser inom fallstudie



**Figur 7.11.** Flödesschema för sammanräkning av kriteriedatalager inom kriteriegrupp  $g_1$ . Flödesschema för arbetsgången vid framtagandet av det sammanräknade datalager som representerar den placeringsmässiga lämpligheten för implementering av BGG-system grundat på kriterierna inom kriteriegrupp  $g_1$  och den inbördes viktfordelning som råder mellan deras normaliserade viktvärden  $w_{jg}$ . Resultatet presenteras inom avsnitt 3.2.7. <sup>1</sup> Se avsnitt 3.2.5. <sup>2</sup> Se avsnitt 3.2.3.

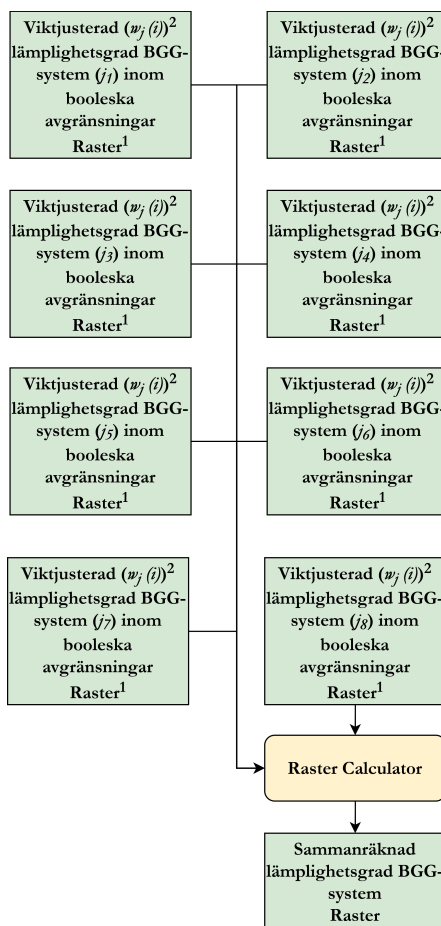


**Figur 7.12.** Flödesschema för sammanräkning av kriteriedatalager inom kriteriegrupp  $g_2$ . Flödesschema för arbetsgången vid framtagandet av det sammanräknade datalager som representerar den placeringsmässiga lämpligheten för implementering av BGG-system grundat på kriterierna inom kriteriegrupp  $g_2$  och den inbördes viktfordelning som råder mellan deras normaliserade viktvärden  $w_{jg}$ . Resultatet presenteras inom avsnitt 3.2.7. <sup>1</sup> Se avsnitt 3.2.5. <sup>2</sup> Se avsnitt 3.2.3.

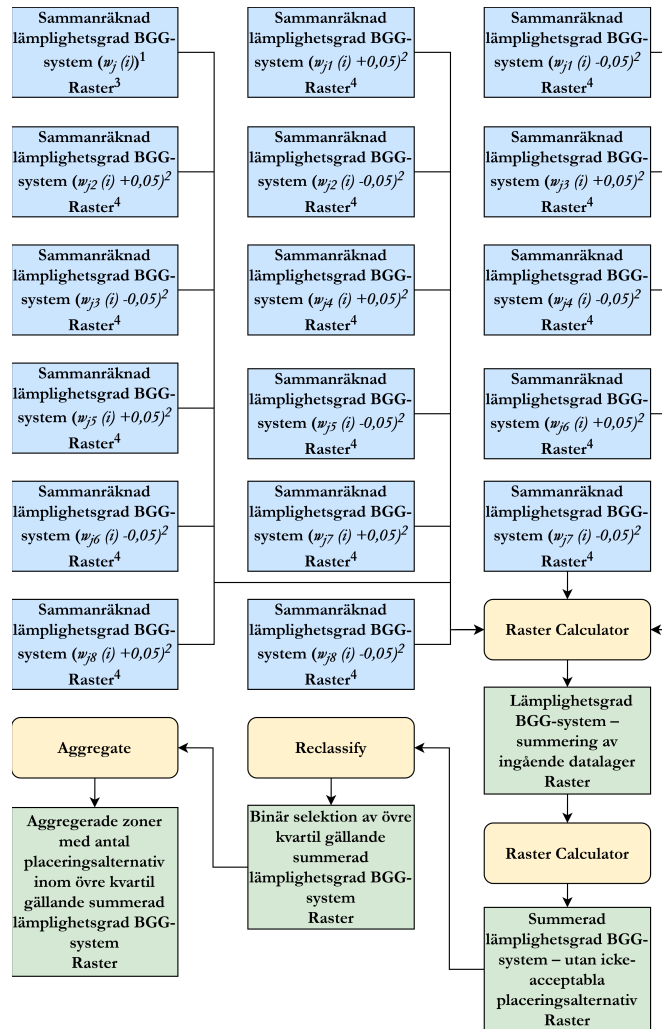


**Figur 7.13.** *Flödesschema för sammanräkning av samtliga kriteriedatalager.* Flödesschema för arbetsgången vid framtagandet av det sammanräknade datalager som representerar den placeringsmässiga lämpligheten för implementering av BGG-system grundat på samtliga kriterierna inom fallstudien och den inbördes viktfordelning som råder mellan deras normaliserade viktvärden  $w_j$ . Resultatet presenteras inom avsnitt 3.2.7.<sup>1</sup> Tre olika versioner av de standardiserade och viktjusterade kriteriedatalagren har använts, grundade på de tre olika viktfordelning mellan kriteriegrupper  $w_g$  – dessa benämns (i), (ii) respektive (iii) inom avsnitt 3.2.5. Detta har resulterat i tre olika lämplighetskartläggningar – se avsnitt 3.2.7.<sup>2</sup> Se avsnitt 3.2.5.

7.2 Bilaga 2: Flödesscheman för GIS-relaterade arbetsprocesser inom fallstudie



**Figur 7.14.** *Flödesschema för det första steget av arbetsgången vid den känslighetsanalys som utförts inom fallstudien.* <sup>1</sup> Sexton olika versioner av de standardiserade och viktjusterade kriteriedatalagren har använts, grundade på de olika viktfordelningarna mellan kriterierna som utarbetats utifrån känslighetsanalysens numeriska osäkerhetsintervall – se bilaga 5. Detta har resulterat i sexton olika sammanräknade lämplighetskartläggningar, vilka presenteras som ingående data i figur 6.15. <sup>2</sup> Se avsnitt 3.2.5.



Figur 7.15. Flödesschema för det andra steget av arbetsgången vid den känslighetsanalys som utförts inom fallstudien. Resultatet presenteras inom avsnitt 3.2.8. <sup>1</sup> Se avsnitt 3.2.5. <sup>2</sup> Se bilaga 5. <sup>3</sup> Data hämtat från arbetsprocessen som beskrivs i figur 6.13. <sup>4</sup> Data hämtat från arbetsprocessen som beskrivs i figur 6.14.

7.3 Bilaga 3: Härledningen av *f*-värdet för markanvändningstyper (kriterium j<sub>2</sub>)

**Tabell 6.1** Härledning av *f*-värdet för respektive förekommande markanvändningstyp inom studieområdet för fallstudien. Data över schablonvärden för olika markanvändningstypers föroreningstillförsel till dagvatten som avrinner från vederbörande ytor är hämtade från Stockholms stad<sup>457</sup>.

| P    | P*    | N    | N*    | Pb   | Pb*   | Cu   | Cu*   | Zn   | Zn*   | Sammanhang                                  | Markanvändningstyp  |
|------|-------|------|-------|------|-------|------|-------|------|-------|---|---|
| mg/l | mg/l  | mg/l | mg/l  | µg/l | µg/l  | µg/l | µg/l  | µg/l |       |   |   |
| 0,35 | 1     | 1,9  | 0,792 | 48   | 1     | 52   | 1     | 176  | 0,889 | Kvartersmark. Tät stadsbebyggelse.          | Stenstadens bostads- och arbetsområden inklusive lokalgator.            |
| 0,29 | 0,829 | 1,7  | 0,708 | 18   | 0,375 | 26   | 0,500 | 120  | 0,606 | Kvartersmark. Gles stadsbebyggelse.         | Bostadsområden (flerfamiljshus) och arbetsområden inklusive lokalgator. |
| 0,23 | 0,657 | 1,4  | 0,583 | 11   | 0,229 | 23   | 0,442 | 83   | 0,419 | Kvartersmark. Gles stadsbebyggelse.         | Småhusområden inklusive lokalgator.                                     |
| 0,12 | 0,343 | 1,3  | 0,542 | 38   | 0,792 | 44   | 0,846 | 176  | 0,889 | Kvartersmark. Tät och gles stadsbebyggelse. | Större parkeringsanläggningar och terminalområden.                      |
| 0,17 | 0,486 | 2,4  | 1     | 14   | 0,292 | 43   | 0,827 | 198  | 1     | Allmän mark.                                | Trafikleder med 10 000 till 15 000 fordon per dygn.                     |
| 0,12 | 0,343 | 1    | 0,417 | 6    | 0,125 | 12   | 0,231 | 23   | 0,116 | Allmän mark.                                | Naturmark (parkmark, gräs- och ängsmark, skogsmark).                    |

<sup>457</sup> 2010.

| BaP<br>µg/l | BaP*<br>µg/l | PAH<br>µg/l | PAH*<br>µg/l | Olja<br>mg/l | Olja*<br>mg/l | SS<br>mg/l | SS*<br>mg/l | Hg<br>µg/l | Hg*<br>µg/l | Pb<br>µg/l | Ni<br>µg/l | Ni*<br>µg/l | Cr<br>µg/l | Cr*<br>µg/l | Cd<br>µg/l | Cd*<br>µg/l |
|-------------|--------------|-------------|--------------|--------------|---------------|------------|-------------|------------|-------------|------------|------------|-------------|------------|-------------|------------|-------------|
| 0,1         | 1            | 0,64        | 0,344        | 1,3          | 1             | 185        | 0,907       | 0,11       | 1           | 48         | 11         | 1           | 10         | 0,250       | 1,1        | 1           |
| 0,075       | 0,750        | 0,6         | 0,323        | 1,1          | 0,846         | 85         | 0,417       | 0,038      | 0,345       | 18         | 8,8        | 0,800       | 8,5        | 0,213       | 0,85       | 0,773       |
| 0,05        | 0,500        | 0,6         | 0,323        | 0,5          | 0,385         | 45         | 0,221       | 0,018      | 0,164       | 11         | 6,5        | 0,591       | 5          | 0,125       | 0,55       | 0,500       |
| 0,068       | 0,068        | 1,86        | 1            | 0,92         | 0,708         | 204        | 1           | 0,11       | 1           | 38         | 5,2        | 0,473       | 17         | 0,425       | 0,67       | 0,609       |
| 0,023       | 0,023        | 0,62        | 0,333        | 0,82         | 0,631         | 93         | 0,456       | 0,08       | 0,727       | 14         | 9          | 0,818       | 40         | 1           | 0,36       | 0,327       |
| 0           | 0            | 0           | 0            | 0,17         | 0,131         | 43         | 0,211       | 0,01       | 0,091       | 6          | 1          | 0,091       | 1,8        | 0,045       | 0,27       | 0,245       |

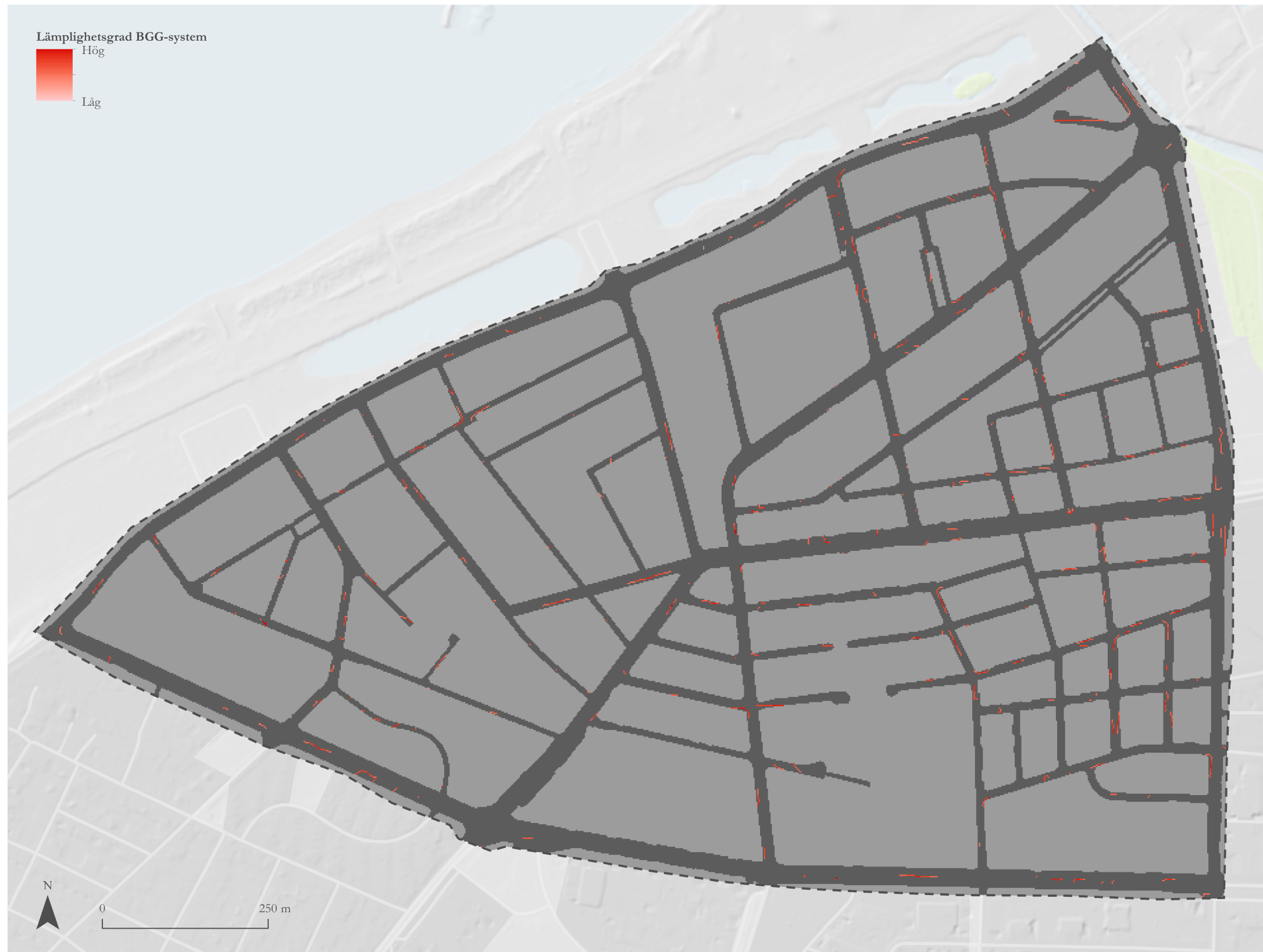


7.3 Bilaga 3: Härledningen av f-värdet för markanvändningstyper (kriterium j2)

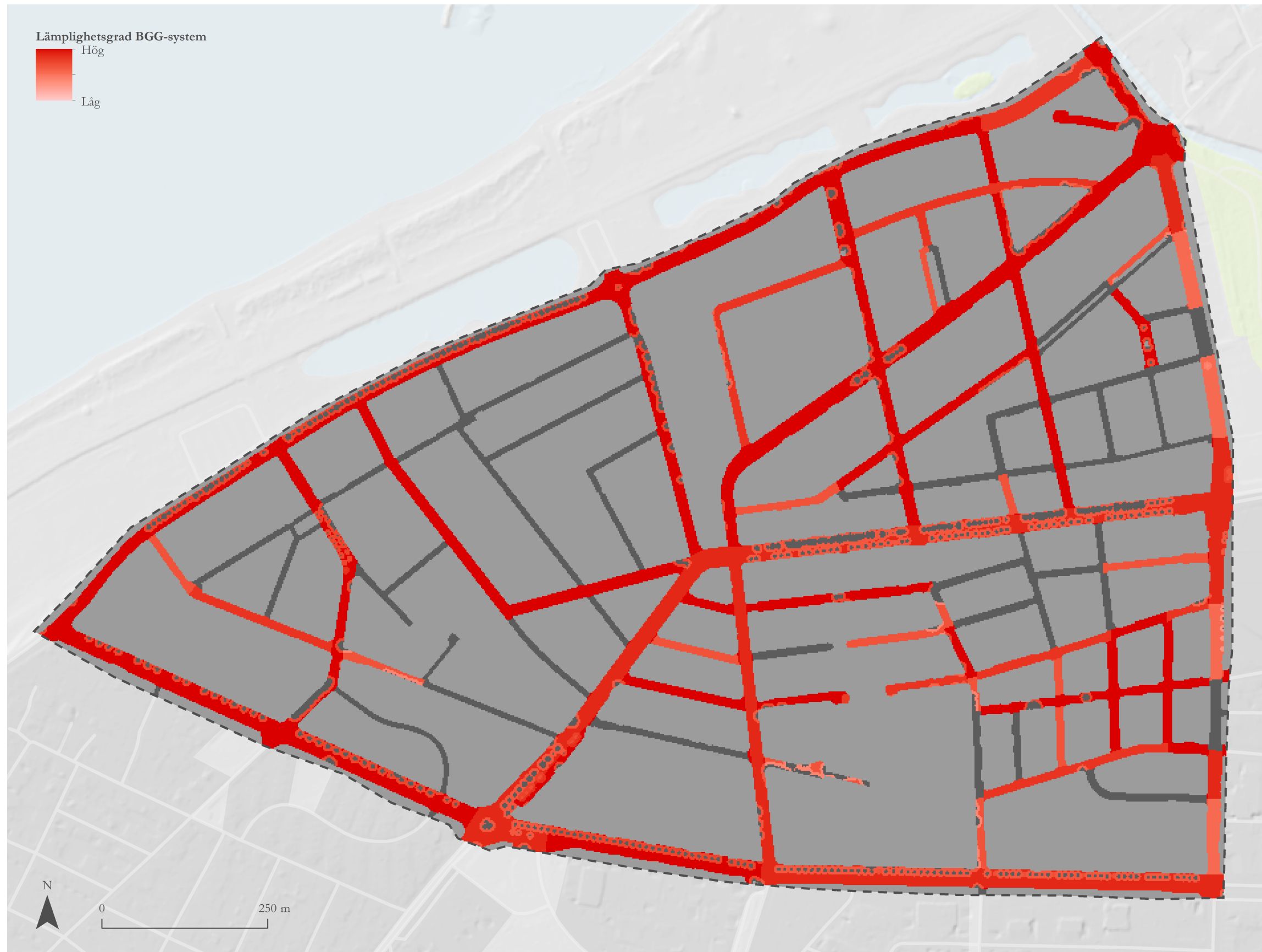
| <i>f</i> *** | <i>Summa</i> ** |
|--------------|-----------------|
| 1            | 11,182          |
| 0,669        | 7,484           |
| 0,460        | 5,138           |
| 0,832        | 9,309           |
| 0,727        | 8,127           |
| 0,183        | 2,045           |

Tabellnoter: \* Normaliserat värde på skala mellan 0 och 1, där 1 motsvarar det högsta förekommande schablonvärdet för respektive föreningsämne och 0 motsvarar en frånvaro av föroreningstillförel från en markanvändningstyp gällande ett visst föreningsämne. \*\* Summan av de normaliserade värdena för föroreningstillförel gällande samtliga föreningsämnen för respektive markanvändningstyp. \*\*\* *f*-värdet ges av att normalisera summan av de normaliserade värdena för föroreningstillförel till en skala från 0 till 1, där 1 motsvarar den högsta förekommande summan och 0 motsvarar en frånvaro av föroreningstillförel från en markanvändningstyp gällande samtliga föreningsämnen.

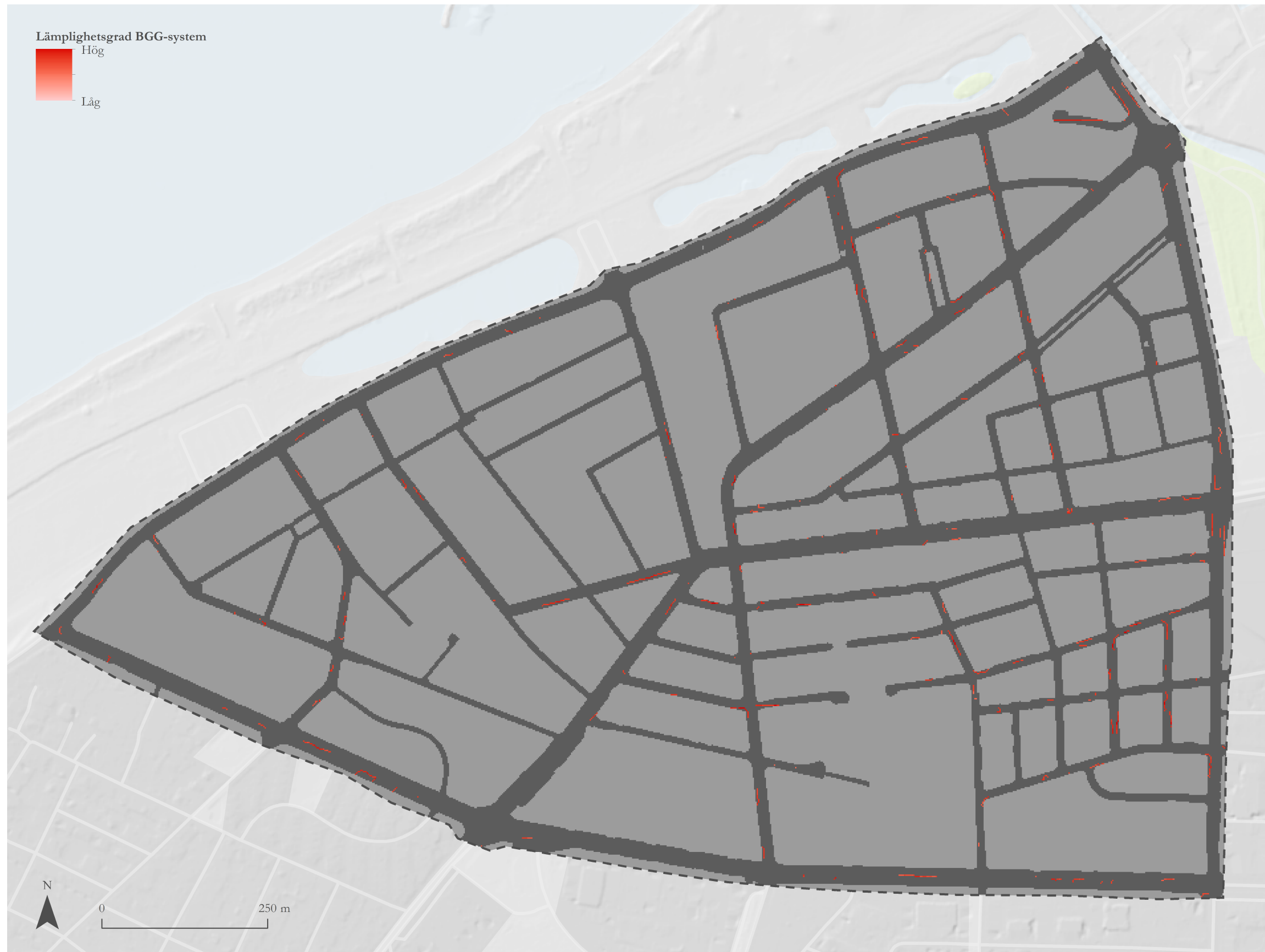
## 7.4 Bilaga 4: Icke-aggregerade sammanräknade datalager från fallstudie



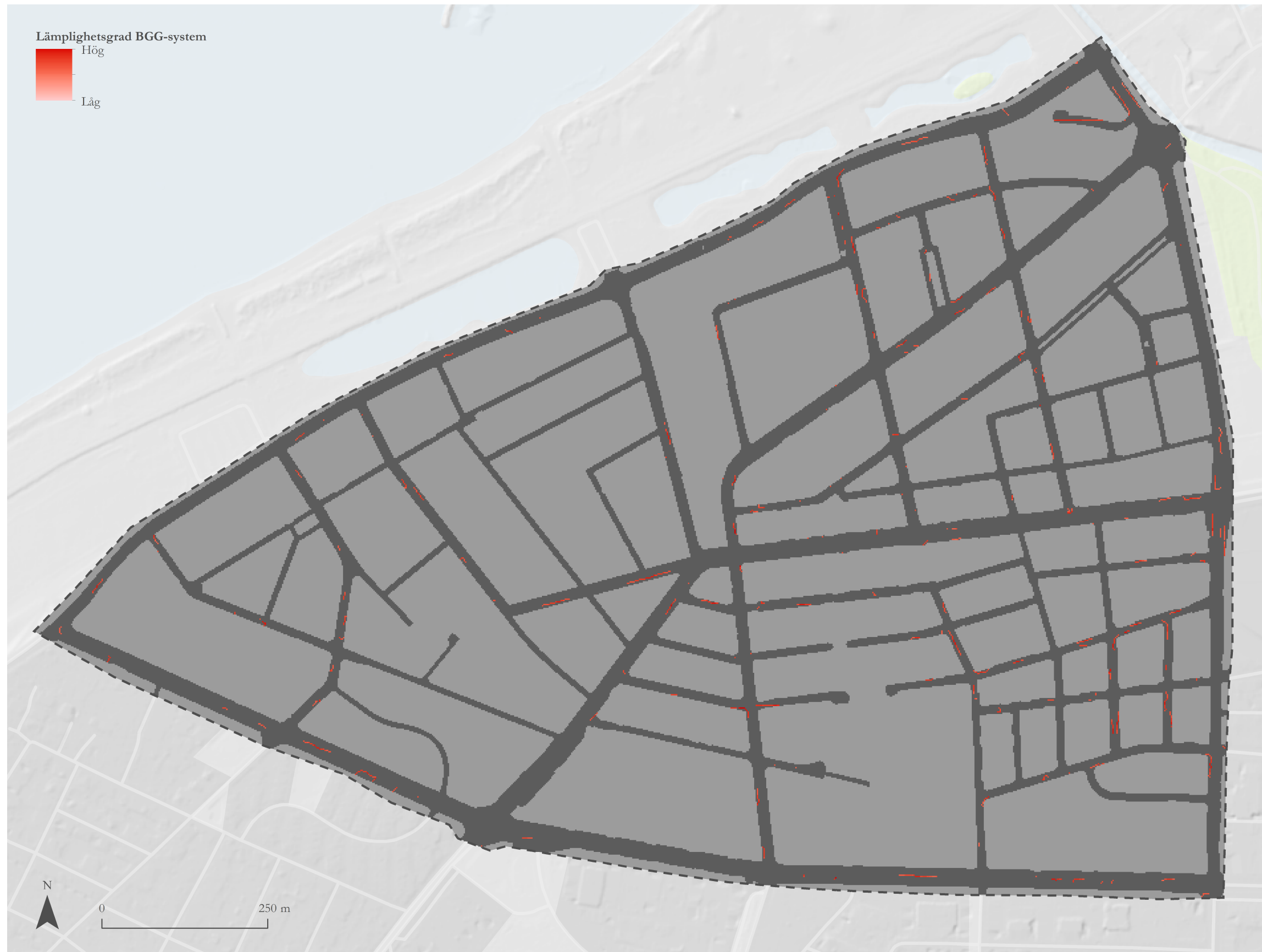
**Figur 7.16.** *Sammanräknat datalager baserat på kriterierna inom kriteriegrupp  $g_1$  (aspekter som styr BGG-systemens hydrologiska funktionalitet på platsen). Presentation av sammanräknat datalager som omfattar kriterierna inom kriteriegrupp  $g_1$  (aspekter som styr BGG-systemens hydrologiska funktionalitet på platsen) inom studieområdet för fallstudien (grå streckad linje). Sammanräkningen är baserad på de normaliserade viktvärdena  $w_{jg}$  som presenteras i avsnitt 3.2.5. Ljusgrå områden representerar icke-acceptabla placeringalternativ enligt de booleska avgränsningarna för fallstudien – se avsnitt 3.2.2. Mörkgrå områden representerar icke-acceptabla placeringalternativ – inom de booleska avgränsningarna – med avseende på de sammanräknade kriterierna. Acceptabla placeringalternativ gentemot de sammanräknade kriterierna presenteras enligt en färggradient från ljus- till mörkeröd som representerar låg till hög lämplighet för implementering av BGG-system med avseende på vederbörande kriterier.*



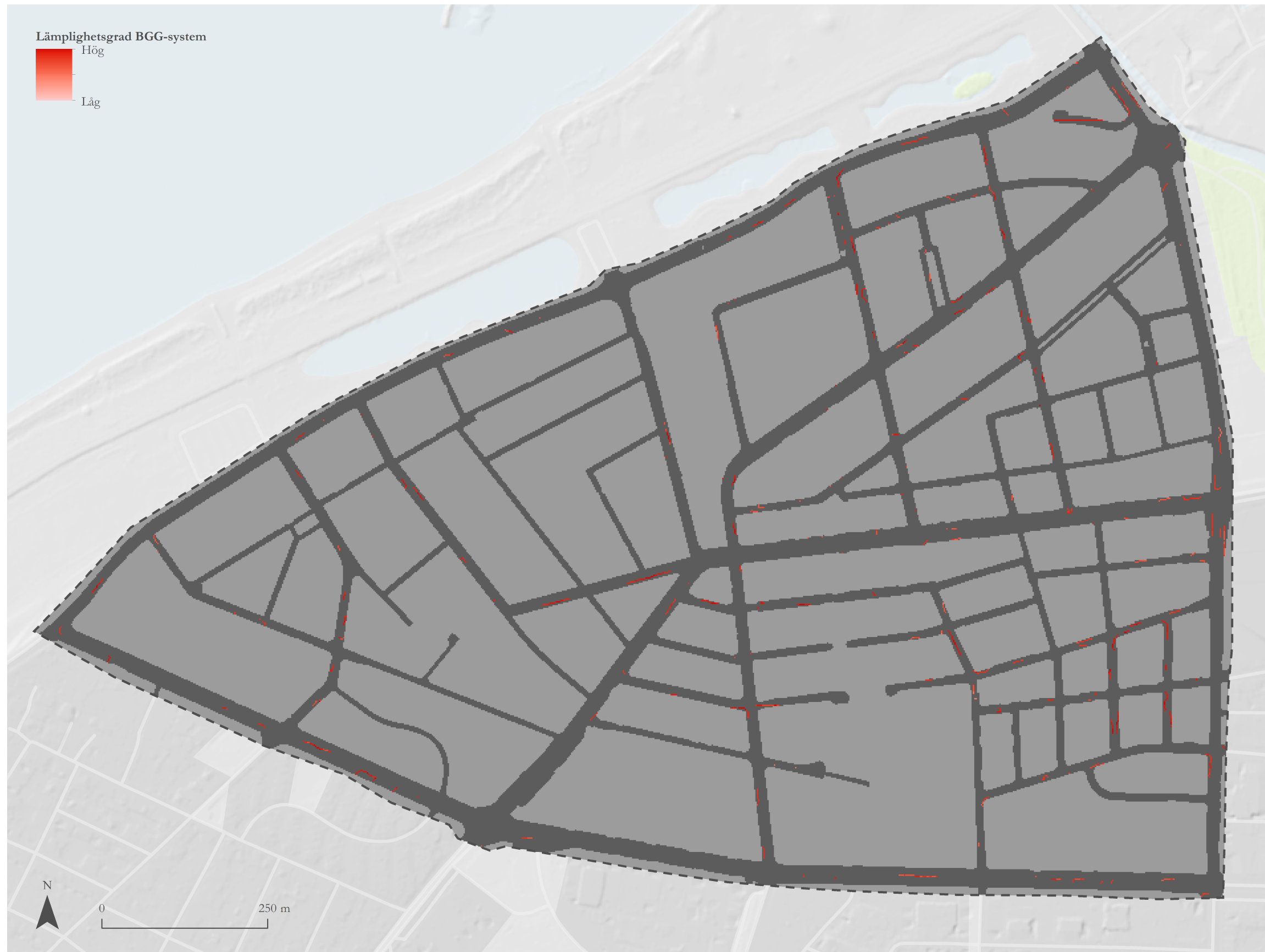
**Figur 7.17.** *Sammanräknat datalager baserat på kriterierna inom kriteriegrupp  $g_2$  (aspekter som är avgörande för det utrymme som finns tillgängligt för implementering av BGG-system på platsen). Presentation av sammanräknat datalager som omfattar kriterierna inom kriteriegrupp  $g_2$  (aspekter som är avgörande för det utrymme som finns tillgängligt för implementering av BGG-system på platsen) inom studieområdet för fallstudien (grå streckad linje). Sammanräkningen är baserad på de normaliserade viktvärdena  $w_{jg}$  som presenteras i avsnitt 3.2.5. Ljusgrå områden representerar icke-acceptabla placeringalternativ enligt de booleska avgränsningarna för fallstudien – se avsnitt 3.2.2. Mörkgrå områden representerar icke-acceptabla placeringalternativ – inom de booleska avgränsningarna – med avseende på de sammanräknade kriterierna. Acceptabla placeringalternativ gentemot de sammanräknade kriterierna presenteras enligt en färggradient från ljus- till mörkeröd som representerar låg till hög lämplighet för implementering av BGG-system med avseende på vederbörande kriterier.*



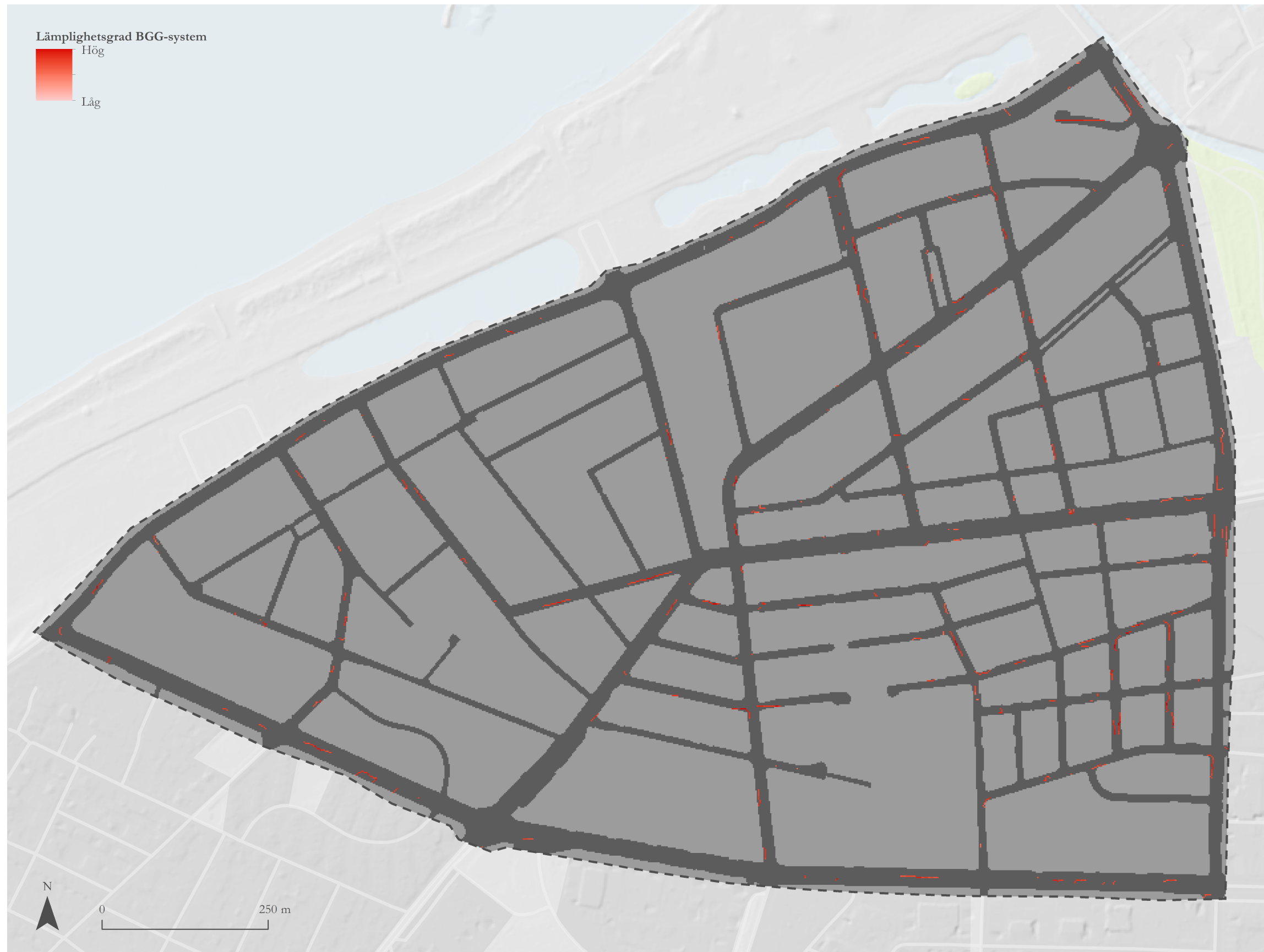
**Figur 7.18.** *Sammanräknat datalager baserat på samtliga kriterier och den första (i) överordnade vikt-fördelningen mellan kriteriegrupperna. Presentation av sammanräknat datalager som omfattar samtliga kriterier inom fallstudien. Sammanräkningen är baserad på de normaliserade kriterieviktarna  $w_j$  för den första (i) överordnade vikt-fördelningen mellan kriteriegrupperna som presenteras i avsnitt 3.2.5. Ljusgrå områden representerar icke-acceptabla placeringalternativ enligt de booleska avgränsningarna för fallstudien – se avsnitt 3.2.2. Mörkgrå områden representerar icke-acceptabla placeringalternativ – inom de booleska avgränsningarna – med avseende på de sammanräknade kriterierna. Acceptabla placeringalternativ gentemot de sammanräknade kriterierna presenteras enligt en färggradient från ljus- till mörkeröd som representerar låg till hög lämplighet för implementering av BGG-system med avseende på samtliga kriterier utifrån den tillämpade vikt-fördelningen. Studieområdet för fallstudien är markerat med en grå streckad linje.*



**Figur 7.19.** *Sammanräknat datalager baserat på samtliga kriterier och den andra (ii) överordnade viktfordelningen mellan kriteriegrupperna. Presentation av sammanräknat datalager som omfattar samtliga kriterier inom fallstudien. Sammanräkningen är baserad på de normaliserade kriterieviktarna  $w_j$  för den andra (ii) överordnade viktfordelningen mellan kriteriegrupperna som presenteras i avsnitt 3.2.5. Ljusgrå områden representerar icke-acceptabla placeringalternativ enligt de booleska avgränsningarna för fallstudien – se avsnitt 3.2.2. Mörkgrå områden representerar icke-acceptabla placeringalternativ – inom de booleska avgränsningarna – med avseende på de sammanräknade kriterierna. Acceptabla placeringalternativ gentemot de sammanräknade kriterierna presenteras enligt en färggradient från ljus- till mörkeröd som representerar låg till hög lämplighet för implementering av BGG-system med avseende på samtliga kriterier utifrån den tillämpade viktfordelningen. Studieområdet för fallstudien är markerat med en grå streckad linje.*



**Figur 7.20.** *Sammanräknat datalager baserat på samtliga kriterier och den tredje (iii) överordnade viktfordelningen mellan kriteriegrupperna. Presentation av sammanräknat datalager som omfattar samtliga kriterier inom fallstudien. Sammanräkningen är baserad på de normaliserade kriterieviktarna  $w_j$  för den tredje (iii) överordnade viktfordelningen mellan kriteriegrupperna som presenteras i avsnitt 3.2.5. Ljusrå områden representerar icke-acceptabla placeringalternativ enligt de booleska avgränsningarna för fallstudien – se avsnitt 3.2.2. Mörkgrå områden representerar icke-acceptabla placeringalternativ – inom de booleska avgränsningarna – med avseende på de sammanräknade kriterierna. Acceptabla placeringalternativ gentemot de sammanräknade kriterierna presenteras enligt en färggradient från ljus- till mörkeröd som representerar låg till hög lämplighet för implementering av BGG-system med avseende på samtliga kriterier utifrån den tillämpade viktfordelningen. Studiområdet för fallstudien är markerat med en grå streckad linje.*



**Figur 7.21.** Summerad lämplighetskartläggning från känslighetsanalysen inom fallstudien. Presentation av datalager som representerar placeringsmässig lämplighet för implementering av BGG-system, inom vilket osäkerheten i bedömningen av viktförhållandet mellan fallstudiens kriterier är införlivat. Datalagret är skapat genom en kartalgebraisk summering av samtliga sjutton sammanräknade lämplighetskartläggningar – med olika vikt-fördelning mellan fallstudiens kriterier – som behandlats inom känslighetsanalysen. Sammanräkningen av de summerade datalagren är baserad på de normaliserade kriterievikterna  $w_j$  – med förändring av viktvärdet för ett kriterium åt gången enligt en-åt-gången-metodiken – för den första (i) överordnade viktfordelningen mellan kriteriegrupperna som presenteras i avsnitt 3.2.5. Ljusgrå områden representerar icke-acceptabla placeringsalternativ enligt de booleska avgränsningarna för fallstudien – se avsnitt 3.2.2. Mörkgrå områden representerar icke-acceptabla placeringsalternativ – inom de booleska avgränsningarna – med avseende på de behandlade kriterier inom fallstudien. Acceptabla placeringsalternativ gentemot de fallstudiens kriterier presenteras enligt en färggradient från ljus- till mörkröd som representerar låg till hög lämplighet för implementering av BGG-system med avseende på samtliga kriterier. Studierområdet för fallstudien är markerat med en grå streckad linje.

## 7.5 Bilaga 5: Viktfördelningar mellan kriterier inom fallstudiens känslighetsanalys

**Tabell 6.2** Viktfördelningar mellan kriterier som tillämpats vid känslighetsanalysprocessen inom fallstudien. Förändringarna av viktfordelningen är baserade på det numeriska osäkerhetsintervallet  $\pm 0,05$  för de normaliserade viktvärdena  $w_j$  enligt den första ( $i$ ) överordnade viktfordelningen mellan kriteriegrupper  $w_g$  – se avsnitt 3.2.5.

| Förändring av viktfordelning  | Normaliserat viktvärde för kriterier (baserat på första ( $i$ ) överordnade viktfordelningen mellan kriteriegrupper $w_g$ ). |              |              |              |              |              |              |              |
|---|--|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
|   | $w_{j_1}(i)$   | $w_{j_2}(i)$ | $w_{j_3}(i)$ | $w_{j_4}(i)$ | $w_{j_5}(i)$ | $w_{j_6}(i)$ | $w_{j_7}(i)$ | $w_{j_8}(i)$ |
| Ingen förändring (första ( $i$ ) överordnade viktfordelningen mellan kriteriegrupper $w_g$ ). | 0,200  | 0,100        | 0,060        | 0,040        | 0,100        | 0,127        | 0,213        | 0,160        |
| $w_{j_1}(i) + 0,05$   | <b>0,250</b>   | 0,094        | 0,054        | 0,038        | 0,094        | 0,119        | 0,200        | 0,150        |
| $w_{j_1}(i) - 0,05$   | <b>0,150</b>   | 0,106        | 0,064        | 0,043        | 0,106        | 0,135        | 0,226        | 0,170        |
| $w_{j_2}(i) + 0,05$   | 0,189  | <b>0,150</b> | 0,057        | 0,038        | 0,094        | 0,120        | 0,201        | 0,151        |
| $w_{j_2}(i) - 0,05$   | 0,211  | <b>0,050</b> | 0,063        | 0,042        | 0,106        | 0,134        | 0,225        | 0,169        |
| $w_{j_3}(i) + 0,05$   | 0,189  | 0,095        | <b>0,110</b> | 0,038        | 0,095        | 0,120        | 0,202        | 0,151        |
| $w_{j_3}(i) - 0,05$   | 0,211  | 0,105        | <b>0,010</b> | 0,042        | 0,105        | 0,134        | 0,224        | 0,169        |
| $w_{j_4}(i) + 0,05$   | 0,190  | 0,095        | 0,057        | <b>0,090</b> | 0,095        | 0,120        | 0,202        | 0,152        |
| $w_{j_4}(i) - 0,05$   | 0,208  | 0,104        | 0,063        | <b>0,000</b> | 0,104        | 0,132        | 0,222        | 0,167        |
| $w_{j_5}(i) + 0,05$   | 0,189  | 0,094        | 0,057        | 0,038        | <b>0,150</b> | 0,120        | 0,201        | 0,151        |
| $w_{j_5}(i) - 0,05$   | 0,211  | 0,106        | 0,063        | 0,042        | <b>0,050</b> | 0,134        | 0,225        | 0,169        |
| $w_{j_6}(i) + 0,05$   | 0,189  | 0,094        | 0,057        | 0,038        | 0,094        | <b>0,177</b> | 0,201        | 0,151        |
| $w_{j_6}(i) - 0,05$   | 0,211  | 0,106        | 0,063        | 0,042        | 0,106        | <b>0,077</b> | 0,225        | 0,169        |
| $w_{j_7}(i) + 0,05$   | 0,187  | 0,094        | 0,056        | 0,037        | 0,094        | 0,119        | <b>0,263</b> | 0,150        |
| $w_{j_7}(i) - 0,05$   | 0,213  | 0,106        | 0,064        | 0,043        | 0,106        | 0,135        | <b>0,163</b> | 0,170        |
| $w_{j_8}(i) + 0,05$   | 0,188  | 0,094        | 0,056        | 0,038        | 0,094        | 0,119        | 0,200        | <b>0,210</b> |
| $w_{j_8}(i) - 0,05$   | 0,212  | 0,106        | 0,064        | 0,042        | 0,106        | 0,135        | 0,226        | <b>0,110</b> |



## 7.6 Bilaga 6: Använda geodatamängder inom fallstudie

| Upphovsrätts-<br>innehavare | Datamängd  | Produktbeskrivning  |
|-----------------------------|--|---|
| <b>Lantmäteriet</b>         | GSD-Fastighetskartan vektor © Lantmäteriet (2020)                        | <a href="https://www.lantmateriet.se/globalassets/kartor-och-geografisk-information/kartor/fastshmi.pdf">https://www.lantmateriet.se/globalassets/kartor-och-geografisk-information/kartor/fastshmi.pdf</a> , 2020-09-01.   |
|                             | GSD-Höjddata grid 2+ © Lantmäteriet (2019)                               | <a href="https://www.lantmateriet.se/globalassets/kartor-och-geografisk-information/hojddata/hojd2_plus.pdf">https://www.lantmateriet.se/globalassets/kartor-och-geografisk-information/hojddata/hojd2_plus.pdf</a> , 2020-09-01.   |
|                             | GSD-Terrängkartan vektor © Lantmäteriet (2020)                           | <a href="https://www.lantmateriet.se/globalassets/kartor-och-geografisk-information/kartor/terrshmi.pdf">https://www.lantmateriet.se/globalassets/kartor-och-geografisk-information/kartor/terrshmi.pdf</a> , 2020-09-01.   |
|                             | Ortofoto © Lantmäteriet (2020)   | <a href="https://www.lantmateriet.se/globalassets/kartor-och-geografisk-information/lyg--och-satellitbilder/ortofoto.pdf">https://www.lantmateriet.se/globalassets/kartor-och-geografisk-information/lyg--och-satellitbilder/ortofoto.pdf</a> , 2020-09-01.                               |
| <b>Malmö stad</b>           | Avloppssystem © Malmö stad (2018)  | <a href="http://kartor.malmo.se/rest/ol/2.1/?config=../configs-2.1/config_op.js">http://kartor.malmo.se/rest/ol/2.1/?config=../configs-2.1/config_op.js</a> , 2020-09-01.   |
|                             | Konsekvensnivå för skyfallsrelaterade översvämningar © Malmö stad (2017) | <a href="https://malmo.se/download/18.cb832751656711ccfb323/1535098146263/Skyfallsplanen_antagen_20170301.pdf">https://malmo.se/download/18.cb832751656711ccfb323/1535098146263/Skyfallsplanen_antagen_20170301.pdf</a> , 2020-09-01.   |
|                             | Krontäckning träd © Malmö stad (u.å.)                                    | -   |
|                             | Trädinventering © Malmö stad (2016)                                      | -   |
| <b>SCB</b>                  | Tätorter 2018 © SCB (2019)   | <a href="https://www.scb.se/vara-tjanster/oppna-data/oppna-geodata/tatorter/">https://www.scb.se/vara-tjanster/oppna-data/oppna-geodata/tatorter/</a> , 2020-09-01.   |
| <b>SMHI</b>                 | Aro_y_2016_3 © SMHI (2017)   | <a href="https://www.smhi.se/polopoly_fs/1.126763!/Leveransbeskrivning_Aro_y_2016_3.pdf">https://www.smhi.se/polopoly_fs/1.126763!/Leveransbeskrivning_Aro_y_2016_3.pdf</a> , 2020-09-01.   |
|                             | Haro_y_2016 © SMHI (2017)  | <a href="https://www.smhi.se/polopoly_fs/1.126734!/Leveransbeskrivning_Haro_y_2016_3.pdf">https://www.smhi.se/polopoly_fs/1.126734!/Leveransbeskrivning_Haro_y_2016_3.pdf</a> , 2020-09-01.   |
| <b>Trafikverket</b>         | Antal körfält © Trafikverket (2018)                                      | <a href="https://www.trafikverket.se/TrvSeFiler/Dataproduktspecifikationer/V%C3%A4gdataprodukter/DPS_A-B/1000antal_korfalt.pdf">https://www.trafikverket.se/TrvSeFiler/Dataproduktspecifikationer/V%C3%A4gdataprodukter/DPS_A-B/1000antal_korfalt.pdf</a> , 2020-09-01.                   |
|                             | Förbjuden färdriktning © Trafikverket (2020)                             | <a href="https://www.trafikverket.se/TrvSeFiler/Dataproduktspecifikationer/V%C3%A4gdataprodukter/DPS_E-G/1020forbjuden_fardriktning.pdf">https://www.trafikverket.se/TrvSeFiler/Dataproduktspecifikationer/V%C3%A4gdataprodukter/DPS_E-G/1020forbjuden_fardriktning.pdf</a> , 2020-09-01. |
|                             | Gatutyp © Trafikverket (2020)  | <a href="https://www.trafikverket.se/TrvSeFiler/Dataproduktspecifikationer/V%C3%A4gdataprodukter/DPS_E-G/1046Gatutyp.pdf">https://www.trafikverket.se/TrvSeFiler/Dataproduktspecifikationer/V%C3%A4gdataprodukter/DPS_E-G/1046Gatutyp.pdf</a> , 2020-09-01.                               |
|                             | Vägbredd © Trafikverket (2020)   | <a href="https://www.trafikverket.se/TrvSeFiler/Dataproduktspecifikationer/V%C3%A4gdataprodukter/DPS_U-%C3%96/1030vagbredd.pdf">https://www.trafikverket.se/TrvSeFiler/Dataproduktspecifikationer/V%C3%A4gdataprodukter/DPS_U-%C3%96/1030vagbredd.pdf</a> , 2020-09-01.                   |
|                             | Vägtrafiknät © Trafikverket (2020)                                       | <a href="https://www.trafikverket.se/TrvSeFiler/Dataproduktspecifikationer/V%C3%A4gdataprodukter/DPS_U-%C3%96/1075vagtrafiknat.pdf">https://www.trafikverket.se/TrvSeFiler/Dataproduktspecifikationer/V%C3%A4gdataprodukter/DPS_U-%C3%96/1075vagtrafiknat.pdf</a> , 2020-09-01.           |