

복합형 유역모델 STREAM의 개발(I): 모델 구조 및 이론

조흥래[†] · 정의상 · 구분경

(주)하이드로코어 유역환경연구소

Development of a Hybrid Watershed Model STREAM: Model Structures and Theories

Hong-Lae Cho[†] · Euisang Jeong · Bhon Kyoung Koo

Watershed Environment Research Unit, HydroCore Ltd.

(Received 17 May 2015, Revised 30 August 2015, Accepted 1 September 2015)

Abstract

Distributed models represent watersheds using a network of numerous, uniform calculation units to provide spatially detailed and consistent evaluations across the watershed. However, these models have a disadvantage in general requiring a high computing cost. Semi-distributed models, on the other hand, delineate watersheds using a simplified network of non-uniform calculation units requiring a much lower computing cost than distributed models. Employing a simplified network of non-uniform units, however, semi-distributed models cannot but have limitations in spatially-consistent simulations of hydrogeochemical processes and are often not favoured for such a task as identifying critical source areas within a watershed. Aiming to overcome these shortcomings of both groups of models, a hybrid watershed model STREAM (Spatio-Temporal River-basin Ecohydrology Analysis Model) was developed in this study. Like a distributed model, STREAM divides a watershed into square grid cells of a same size each of which may have a different set of hydrogeochemical parameters reflecting the spatial heterogeneity. Like many semi-distributed models, STREAM groups individual cells of similar hydrogeochemical properties into representative cells for which real computations of the model are carried out. With this hybrid structure, STREAM requires a relatively small computational cost although it still keeps the critical advantage of distributed models.

Key words : Hybrid Watershed Model, Hydrology, Nonpoint source pollution, Sediment, Water quality

1. Introduction

하천이나 호수 등의 수체로 오염물질을 배출하는 오염원은 크게 점오염원과 비점오염원으로 구분된다. 점오염원(point sources)은 폐수배출시설, 하수발생시설, 축사 등으로서 관거·수로 등을 통하여 일정한 지점으로 수질오염물질을 배출하는 배출원을 말하며, 비점오염원(nonpoint sources or diffuse sources)은 도시, 도로, 농지, 산지, 공사장 등으로서 불특정 장소에서 불특정하게 수질오염물질을 배출하는 배출원을 말한다. 점오염원은 배출 경로가 명확하여 비교적 쉽게 관리할 수 있다. 이에 반하여 비점오염원으로부터의 오염물질 배출은 강우유출 과정과 직간접적으로 연관되어 있어 정확한 배출경로를 확인하기 어려운 특징이 있다. 우리나라의 경우 지난 수십 년간의 수질관리 정책으로

점오염원에 대해 성공적인 관리 성과를 이루었으나, 상대적으로 비점오염원에 대한 관리는 아직 미흡한 상황이다. 비점오염원이 하천 오염부하에서 차지하는 비율은 2010년 BOD 기준 약 68%인 것으로 보고되고 있다(MOE, 2012).

비점오염 유출은 강우 특성과 변화에 따라 시간적으로 변동된다. 이와 함께 비점오염 유출은 공간적으로 배출이 균일하지 않은 특징이 있다. 비점오염 유출이 공간적으로 균일하지 않고 변동되는 특징을 보이는 것은 동일한 물리적 특성을 갖는 토지라 하더라도 유역 내 위치에 따라 지하수위, 토양 함수량, 강우유출량 등이 다르기 때문이다. 이로 인하여 유역 내 특정 지역이 유역에서 차지하는 면적이 작음에도 불구하고 유역 오염부하의 상당 부분을 기여하는 경우가 발생한다. 이러한 지역을 주요오염원지역(critical source areas)으로 규정할 수 있는데, 유역 내 비점오염을 효과적으로 저감하기 위해서는 주요오염원지역의 공간적 분포와 각 주요오염원지역에서의 오염기작을 파악하는 것이 필수적이다. 비점오염의 유출은 시공간적인 변동 특성을 갖기 때문에, 유역 내에서 주요오염지역의 분포를 파악하기 위해서는 비점오염 유출의 시공간적 변동에 영향을 미치는 다양한 요소들이 함께 고려되어야 한다. 이와 함께 주요오염지역

[†] To whom correspondence should be addressed.
hlcho@hydrocore.co.kr

This is an Open-Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Non-Commercial License (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0>) which permits unrestricted non-commercial use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

을 관리하기 위해서는 다양한 관리기법에 대한 적용 효과를 사전에 평가하고 이로부터 최적의 관리기법을 도출할 수 있어야 한다. 따라서 비점오염 유출 과정에서 나타나는 매우 복잡한 수문 현상과 오염물질 거동 양상을 분석, 평가하며 동시에 다양한 관리기법 시나리오를 정량적으로 평가할 수 있는 과학적 도구가 요구되는데, 이에 대한 가장 효과적이고 정확한 방법은 유역모델을 이용하는 것이다.

유역모델은 유역분할구조에 따라 크게 총괄형 모델(lumped model)과 분포형 모델(distributed model)로 구분된다. 경우에 따라서는 총괄형 모델 중 소유역 단위를 세분하여 공간 이질성을 반영한 모델을 준분포형 모델(semi-distributed model)로 구분하여 총괄형, 준분포형, 분포형 모델로 유역 분할구조를 분류하기도 한다(Cunderlik, 2003; Jajarmizadeh et al., 2012; Paudel et al., 2011). 대상유역 전체를 단일한 공간단위로 가정하는 총괄형 모델은 유역모델 개발 초기에 많이 사용되었으나, 컴퓨터 성능 향상 등으로 인하여 최근에는 그 사용이 현저히 줄어들고 있다. 준분포형 모델은 대상 유역을 소유역으로 구분하거나 소유역을 수문특성이 유사한 단위로 더욱 세분하는 구조를 채택한다. 이에 따라 계산 속도가 빠른 장점을 갖는다(Cunderlik, 2003; Jajarmizadeh et al., 2012). 그러나 준분포형 모델의 경우 비교적 큰 유역에서 전체적인 수문현상을 해석하는 데에는 적합하지만, 소유역 내부의 수문현상을 해석할 수 없기 때문에 인구밀집도가 높고 토지이용이 집약적인 지역에서 유역관리 목적으로 이용하기에는 한계가 있다. 준분포형 유역모델로는 SWMM(Huber and Dickinson, 1988; Rossman, 2010), LASCAM(Viney et al., 2000), HSPF(Bicknell et al. 1997, 2005), SWAT(Neitsch et al. 2009, 2002), INCA(Wade et al., 2002; Whitehead et al., 1998) 등이 알려져 있다. 여기서 제시된 준분포형 모델은 유역분할구조를 총괄형과 분포형 2가지로 구분할 경우 총괄형 모델로 구분된다. 분포형 모델은 대상 유역을 일정 크기의 격자로 구분하고 각각의 격자로부터 수문현상을 계산한다. 분포형 모델로는 AnnAGNPS(Bingner et al., 2015; Cronshey and Theurer, 1998), ANSWERS-2000(Bouraoui and Dillaha, 2000), ACRU2000(Campbell et al., 2001), SHETRAN(Bathurst et al., 1995; Birkinshaw and Ewen, 2000; Birkinshaw, 2010), MikeSHE(DHI 1998, 2007) 등이 보고되어 있으며, 국내 연구진이 참여한 모델로는 GRISMORM(Kim and Chae, 2000), GRIEROM(Kim and Steenhuis, 2001), CAMEL(Koo et al., 2005), ModKIMSTORM(Jung et al., 2008), DANSAT(Cho and Mostaghimi, 2009) 등이 제시되어 있다.

분포형 모델은 유역을 세분화한 정방형 격자를 계산단위로 하기 때문에 유역 내부의 공간적 이질성을 표현할 수 있는 장점이 있으나, 이에 따라 유역 면적이 커질수록 계산량이 기하급수적으로 증가하는 단점을 함께 갖는다. 이에 반해 준분포형 모델은 대상 유역을 소유역으로 분할하거나(e.g. LASCAM or SWMM) 소유역을 더 세분하여 HRUs(hydrologic response units) 또는 그와 유사한 단위로 구분한 후(e.g. HSPF, AnnAGNPS, SWAT or INCA), 각 소유

역 또는 HRUs를 기본 계산단위로 사용하기 때문에 계산 속도가 상대적으로 빠른 장점이 있다. 그러나 이 경우에 소유역이나 HRUs는 크기와 모양이 일정하지 않기 때문에 특정 매개변수의 평균치를 각 계산단위에서 산정하기 위한 집성 정도가 불균일해질 수밖에 없다. 따라서 특정 프로세스에 대한 계산이 대상 유역 내에서 일관된 방법으로 평가될 수 없어, 주요오염지역 선정과 같이 유역 내부를 평가하는 데에 한계를 갖는다. 이와 함께 유역의 비점오염 관리를 위해 주요오염지역에 최적관리기법을 도입했을 때, 준분포형 모델의 경우 공간적 최소 계산단위가 최적관리기법을 도입한 공간적 범위보다 클 가능성이 많기 때문에 적절한 최적관리기법 선정을 위한 시나리오 평가에 어려움이 있을 수 있다.

따라서 중대규모의 유역관리에 있어 분포형 모델이 갖는 공간적 이질성의 표현 능력과 준분포형 모델이 갖는 빠른 계산속도가 함께 적용될 수 있다면, 그 적용성에 큰 장점을 가질 것이다. 본 연구에서는 이러한 점을 고려하여 분포형 모델이 갖는 느린 계산속도의 단점을 개선함과 동시에 준분포형 모델에서의 공간적 연산단위의 크기와 모양이 불균일한 단점을 보완하기 위해 분포형 모델과 준분포형 모델의 장점을 혼용한 복합형 유역모델 STREAM(Spatio-Temporal River-basin Ecohydrology Analysis Model)을 개발하였다.

한편, 현재 국내에서 많이 사용되고 있는 SWAT, HSPF, SWMM 등의 유역모델은 대부분 외국에서 개발된 모델로 국내 적용에 있어 몇 가지 한계를 지닌다. 그 대표적 예로는 우리나라의 전형적인 농업지역과 도시지역에서 발생하는 특정 수문현상(논의 물꼬 조작, 우하수관로 차집 및 월류 등)을 동시에 모의할 수 없다는 것이다. 우리나라는 산지 비율이 높고 고밀도 토지이용으로 인해 유역 내에 도시지역과 농업지역이 함께 혼재되어 있는 경우가 많은데, 이 두 지역에서 상이하게 나타나는 수문, 수질현상을 함께 모의할 수 있는 유역모델을 찾아보기 어렵다. 우리나라 농업지역에서는 논, 밭의 독으로 인해 물길이 인위적으로 차단되거나, 저수지, 제수문, 보 등으로 인해 물 흐름이 제한되는 경우가 많다. 그러나 우리나라와 토지이용 형태가 다른 외국에서 개발된 모델의 경우 이 부분을 제대로 반영하지 못하고 있는 것이 대부분이다. 또한 도시지역에 있어서도 합류식, 분류식 관거 시스템에 의한 우수 흐름과 불투수지 표면에서의 오염물질 축적과 유출 과정을 명확히 반영할 필요가 있는데, 기존 모델의 경우 이에 대한 고려가 미흡하다. 이에 본 연구에서 제시하는 유역모델 STREAM은 국내의 토지이용 특성을 감안하여, 도시지역에서의 관망과 농촌지역에서의 논, 밭, 저수지, 제수문 등에 의한 강우유출현상을 함께 모의할 수 있도록 설계되었다.

2. Materials and Methods

2.1. 주요 기능의 설정

유역모델 STREAM이 서론에서 제시한 목적에 부합할 수

있도록 다음의 주요 기능 및 특징을 정의하고 이를 모델 개발에 반영하였다. STREAM은 객체지향 언어인 VB.NET으로 코딩되었으며, 모델의 각 구성 요소는 필요에 따라 용이하게 변경 또는 확장할 수 있도록 모듈 형식으로 개발되었다.

- 대상 유역을 임의 크기의 정방형 격자로 분할하고, 격자에서의 물질수지를 계산한다. 모의 시간간격은 하천길이와 유속을 고려하여 모델 내부에서 결정하거나 또는 사용자가 지정한 시간 간격을 사용한다.
- 지표수의 유동은 정상류(steady flow)로 가정하여 Manning 공식에 의해 해석하며, 연산속도 향상을 위해 격자 사이의 물질이동은 생략한다.
- 호수 및 저수지는 제방이나 댐의 제원에 따라 모델 내부에서 생성한다.
- 논밭의 독과 하천제방의 높이에 따라 지표수의 흐름을 제어할 수 있다.
- 도시지역의 경우 분류식, 합류식 관거시스템을 구별하여 모의하며, 대상 유역에서 차집 또는 펌핑을 통한 물의 이동이 발생할 경우 이를 모의할 수 있다.
- 지표수 유동에 의한 토양에서의 유사의 이동을 입도에 따라 clay, silt, fine sand 및 coarse sand 등으로 구분하여 모의한다.
- 도시지역 불투수지표면에서의 입자성 오염물질의 축적과 유출 과정을 모의한다.
- 토양/지표수/지하수 중의 탄소, 질소, 인 변환과정과 이동을 모의한다.

2.2. 공간분할 구조의 정의

STREAM의 유역 공간분할 구조는 Fig. 1과 같이 정의된다. 모의 대상 유역은 다수의 소유역으로 구분되며 소유역 사이의 상하류 위계관계는 노드-링크의 연결 구조로 표현

된다. 소유역은 다시 일정 크기의 정방형 격자로 분할되며, 각 격자는 다시 지표면, 토양층, 대수층의 수직적 구조를 갖는다.

분포형 모델은 개별격자 하나하나에 대해 연산을 수행하기 때문에 계산 속도가 크게 저하되는 단점이 있다. STREAM에서는 이를 개선하기 위해 유역에 포함된 개별 격자를 공간적 속성에 따라 유사한 여러 개의 그룹으로 구분하고 그룹별로 1회의 연산만을 수행한 후 이를 그룹에 속한 개별 격자에 부여하는 방법을 사용한다. 이때, 연산이 수행되는 최소 단위인 격자 그룹을 수문학적 단위격자 HUCs (Hydrological Unit Cells)라 한다. HUCs는 사용자가 지정한 토지이용, 토양, 경사도, 강우, 기상, 관망 특성 등에 따라 모델 내부에서 정의된다.

2.3. 입출력 자료의 설정

자료 구축의 가능성을 고려하여 STREAM 구동을 위해 요구되는 시공간 자료를 정의하고 이를 모델 개발에 반영하였다(Table 1). 시계열 자료로는 강수량, 기온, 이슬점 온도, 일사량, 풍속 및 대기압 등의 기상자료와 모델 보정과 검정을 위한 유량, 수질 등의 관측자료가 요구된다. 공간자료로는 지형, 토지이용, 식생, 토양, 지질, 하천형상에 대한 자료가 필요하며, 이들 자료는 GIS 분석도구를 이용하여 STREAM 입력 자료형식으로 변환되어 사용된다.

STREAM은 모의 결과를 시계열 자료, 공간 자료, 물질수지 자료 등의 다양한 형식으로 제시한다. 시계열 자료는 사용자가 지정한 격자, 링크, 노드에서의 모의결과를 시계열 형식으로 출력한다. 공간 자료는 사용자가 지정하는 시간에 전체 유역의 특정 모의결과를 지도 형태로 출력하며, 물질수지 자료는 전체유역에 대한 물질수지의 시간적 변동을 시계열 형식으로 출력한다.

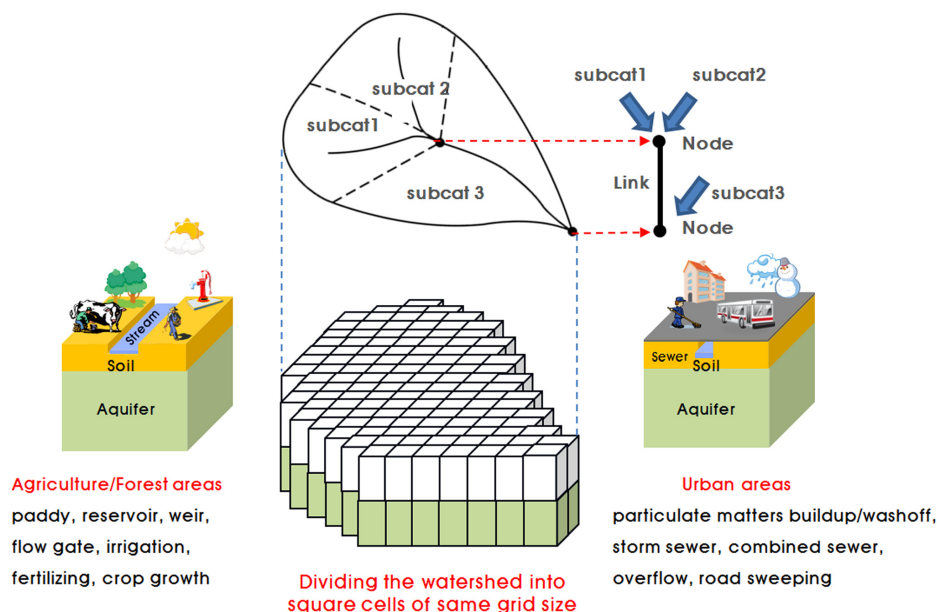


Fig. 1. Representation of a watershed using square grid cells and link-node structures in STREAM.

Table 1. The model input data required for STREAM

Data	Attributes
Weather	rainfall, air temperature, relative humidity, solar radiation, wind speed, atmospheric pressure
Topology	elevation, slope, flow direction, flow accumulation
Land use	land use classification, impervious surface area ratio, dyke height
Vegetation	vegetation density, canopy storage capacity of rainfall interception, surface roughness, crop height, root depth, crop coefficient, leaf area index at each of the growth stages, soil cohesion increase by root reinforcement, incorporation rate of plant residue, application of fertilizer and manure
Soil	depth, water contents at saturation, field capacity and wilting point, and residual water content, saturated hydraulic conductivity, fractions of sediment particle size classes, detachability and cohesion of the top soil, volume fraction of the interactive zone around macro pores, equilibrium coefficient for C, N, P adsorption
Geology (aquifer)	depth, water contents at saturation, saturated hydraulic conductivity, groundwater recession constant
Channel	channel (stream or sewer) width and depth, bed roughness

3. Results and Discussion

3.1. 수문과정의 모의

수문현상을 모의하는 방법에 따라 유역모델은 개념식을 사용하는 모델과 물리식에 기초한 모델로 구분될 수 있다. 일반적으로 많은 유역모델에서 개념식을 사용하여 수문현상을 모의한다. 그 대표적인 방법으로 미국 SCS (Soil Conservation Service)에서 개발한 CN (Curve Number) 기법이 널리 이용되고 있다. SCS-CN 방법은 간편하고 쉽게 적용할 수 있는 장점이 있으나 강우유출 산정 시 시간에 따른 강우강도 및 강우의 토양침투 변화가 고려되지 않는 단점이 있다(Mishra, 2003; Ponce and Hawkins, 1996). 따라서 대규모 유역의 물수지 계산에는 적합하지만 강우특성 변화와 이에 따른 오염물질의 토양 내 변화 및 이동을 자세히 모의해야 하는 경우에는 한계를 가질 수 있다. 이에 반하여, 하나하나의 수문현상을 물리식에 기초하여 표현하는 모델은 개개의 수문현상을 해석할 수 있으므로 소규모 유역

에서 상세한 비점오염 유출과정 모의에 적합하다고 할 수 있다. 그러나 물리식에 기초할 경우 소요시간의 증가와 많은 매개변수에 대한 이해와 보정 및 검증이 요구되는 단점이 있다. 본 연구에서 제시한 STREAM은 유역 내 수문현상의 상세한 해석을 위하여 물리식에 기초하여 수문과정을 모의할 수 있도록 설계하였다.

STREAM은 수문현상이 발생하는 공간 위치에 따라 격자(cell), 소유역(subcatchment), 채널(channel) 등 총 3개 수준으로 구분한다(Fig. 2). 정방형으로 구분된 각 격자에서는 지표면, 토양층, 대수층에서 발생하는 수문과정을 모의한다. 격자수준의 수문과정은 강우, 강우차단, 증발산, 토양침투, 지하수 충전, 지표면 유출, 중간류 유출, 지하수 유출 등으로 구성된다. 소유역의 수문과정은 지표수, 중간류, 지하수의 3개 저장소를 이용하여 표현된다. 각 저장소에는 해당 소유역 내 격자에서 매 연산시간마다 산정된 지표수 유출, 중간류 유출, 지하수 충전을 저장하며, 각 저장소로부터 소역역의 말단으로 Muskingum-Cunge 방식에 의해 유출이 발생한다.

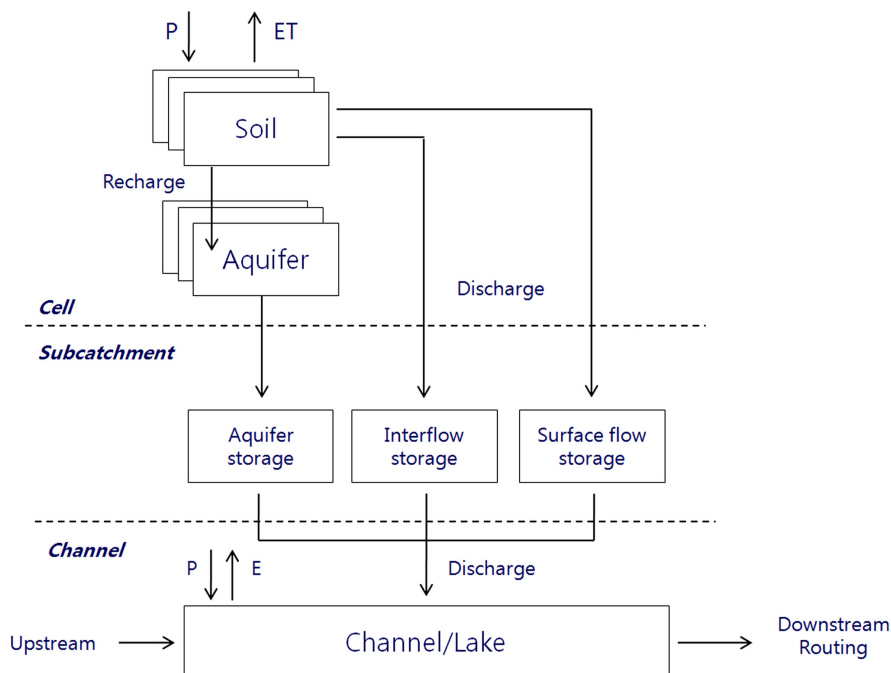
**Fig. 2.** Hydrological processes in STREAM.

Table 2. Selected equations for hydrologic processes in STREAM

Components	Equations	Reference
Evaporation	$E_p = \frac{\delta(R_n + A_h)}{\delta + \gamma} + \frac{\gamma}{\delta + \gamma} \frac{6.43(1 + 0.536 U_2) D}{\lambda}$ $E_{rc} = \frac{\delta(R_n - G)}{\delta + \gamma(1 + 0.33 U_2)} + \frac{\gamma}{\delta + \gamma(1 + 0.33 U_2)} \frac{900}{T + 273} U_2 D$ $E_c = k_\psi K_{co} E_{rc} V_d - E_{soil-vege}$ $E_{soil} = E_{soil-bare} + E_{soil-vege}$ $E_{soil-bare} = E_p [(\theta - \theta_{res}) / (\theta_{sat} - \theta_{res})]^{k_e} (1 - V_d)$ $E_{soil-vege} = K_{co} E_{rc} \exp(-k_v LAI) [(\theta - \theta_{res}) / (\theta_{sat} - \theta_{res})]^{k_e} V_d$	Shuttleworth (1993)
Infiltration	$f = 1000 k_{eff} [1 + S_f (\theta_{sat} - \theta) / F]$	Mein and Larson (1973)
Aquifer Recharge	$Q_{soaq} = (\theta - \theta_{res}) V_{ss} [1 - \exp(-\Delta t / TT)]$ $TT = 1/2 (d_{soil} / k_{unsat})$ $k_{unsat} = k_{sat} [(\theta - \theta_{res}) / (\theta_{sat} - \theta_{res})]^{0.5} \times [1 - (1 - (\theta - \theta_{res}) / (\theta_{sat} - \theta_{res}))^{1/m}]^2$	Van Genuchten (1980)
Interflow	$k_{eff} = k_{sat} A$	Rawls et al. (1989)
Base flow	$Q_{aqch,i} = Q_{aqch,i-1} \exp(K_{gwr}) + Q_{soaq} (1 - \exp(K_{gwr}))$	Neitsch et al. (2009)
Stream flow	$Q_{dsch,i} = C_1 Q_{uschi} + C_2 Q_{uschi-1} + C_3 Q_{dsch,i-1}$	Fread (1992)

Nomenclature: E_p = potential evaporation (mm s^{-1}), E_{rc} = reference crop evapotranspiration (mm s^{-1}), R_n = net radiation exchange for the free water surface ($\text{MJ m}^{-2} \text{s}^{-1}$), A_h = energy advected to the water body ($\text{MJ m}^{-2} \text{s}^{-1}$), δ = gradient of saturated vapour pressure over temperature ($\text{kPa } ^\circ\text{C}^{-1}$), γ = psychrometric constant ($\text{kPa } ^\circ\text{C}^{-1}$), U_2 = wind speed measured at 2 m above the ground surface (m s^{-1}), D = vapour pressure deficit (kPa), λ = latent heat of vaporisation of water (MJ kg^{-1}), G = heat conduction into the soil ($\text{MJ m}^{-2} \text{s}^{-1}$), T = air temperature ($^\circ\text{C}$), E_c = transpiration rate of a crop (mm s^{-1}), k_ψ = soil water stress factor, K_{co} = potential crop coefficient, V_d = vegetation density, $E_{soil-vege}$ = Evaporation from the vegetated area (mm s^{-1}), k_ψ = soil water stress factor, K_{co} = potential crop coefficient, E_{soil} = evaporation from the soil surface (mm s^{-1}), $E_{soil-bare}$ = Evaporation from the bare soil area (mm s^{-1}), LAI = leaf area index ($\text{m}^2 \text{m}^{-2}$), θ = soil water content ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) at a given time, θ_{sat} = saturated soil water content ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$), θ_{res} = residual soil water content ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$), k_v = Attenuation coefficient of evaporation from soil surface due to vegetation water use, k_e = soil evaporation coefficient, E_{water} = evaporation from the water surface (mm s^{-1}), $E_{water-bare}$ = evaporation from the water surface on the bare soil area (mm s^{-1}), $E_{water-vege}$ = evaporation from the water surface on the vegetated soil area (mm s^{-1}), f = maximum infiltration rate (mm hour^{-1}), k_{eff} = effective hydraulic conductivity (m hour^{-1}), S_f = matric potential of suction at the wetting front (mm), F = accumulated infiltration (mm), k_{eff} = effective hydraulic conductivity of the soil (m hour^{-1}), k_{sat} = saturated hydraulic conductivity of the soil (m hour^{-1}), A = macroporosity factor. Q_{soaq} = amount of water flow from the soil to the aquifer (m^3), V_{ss} = volume of the soil layer (m^3), TT = travel time of the recharge flow (sec), d_{soil} = depth of the soil layer (m), k_{unsat} = unsaturated hydraulic conductivity of the soil layer (m s^{-1}), n = Van Genuchten constan, $Q_{aqch,i}$ = groundwater flow into the channel on current time step ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$), $Q_{aqch,i-1}$ = groundwater flow into the channel on previous time step ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$), K_{gwr} = base flow recession constant, $Q_{uschi-1}$ = the channel inflow rate at the beginning of the time step ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$), Q_{uschi} = the channel inflow rate at the end of the time step ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$), $Q_{dsch,i}$ = the channel outflow rate at the end of the time step ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$), $C_1 = (\Delta t - 2KX) / (2K(1-X) + \Delta t)$, $C_2 = (\Delta t + 2KX) / (2K(1-X) + \Delta t)$, $C_3 = (2K(1-X) - \Delta t) / (2K(1-X) + \Delta t)$, Δt = time step (sec), K = the storage time constant for the link (sec), X = Muskingum-Cunge weighting factor.

각 소유역 간의 상하류 관계는 노트-링크의 네트워크 연결로 정의하여 모의한다. 채널은 하천과 관망으로 구분되며, 격자 특성에 따라 하천과 관망이 하나만 또는 동시에 존재할 수 있다. 하천과 관망에서의 물의 흐름은 Muskingum-Cunge 방식에 의해 해석한다. 관망의 최대유량은 사용자가 지정한 값을 사용하거나 입력된 관망 정보를 이용하여 내부적으로 산정하며, 최대유량을 초과한 유량은 격자 특성에 따라 지표면에 저류되거나 하천으로 월류하게 된다. 각 수문과정을 표현하기 위해 사용된 방정식은 Table 2와 같다.

3.1.1. 격자에서의 수문 프로세스

STREAM은 정방형의 격자로 유역을 구분하며, 각 격자는 다시 지표면과 수직 아래의 토양층 및 대수층으로 구성된다. 지표면은 사용자가 지정한 불투수지표면비율에 따라 불투수지역과 투수지역으로 구분된다. 투수지역에는 식생이 존재할 수 있는데, 사용자가 지정한 면적비율과 식생 종류

에 따라 그 특성이 부여된다. 토양층은 사용자가 부여한 토양 깊이, 토양함수량(saturation, field capacity, wilting point, residual water content), 포화수리전도도, 토양입도 구성비, 대공극(macropore) 발달정도 등의 수문 특성이 부여된다. 토양층 아래에는 대수층이 존재하며, 대수층 속성으로는 대수층의 포화수리전도도, 포화도 등의 속성이 요구된다.

강우 시 강우량의 일부는 식생의 수관(canopy)에 의해 차단된다. 주어진 시기에 수관의 강우 저장능력은 식생의 엽면적지수(LAI; Leaf Area Index)와 비례하는 것으로 가정하였으며, 식생 성장단계 및 농작물 추수에 따른 엽면적지수의 계절변동은 사용자가 지정한 함수식에 의해 정의된다. 수관에 의해 차단되지 않고 토양 표면에 도달하는 수관 통과유량(through fall)은 강우량에서 수관차단유량을 제외하여 산정한다. 잠재증발량 및 기준 식생(reference crop)의 잠재증발산량을 산정하기 위하여 STREAM은 Penman 방정식을 이용한다(Shuttleworth, 1993). 수관으로부터의 직접

증발은 증산작용 이전에 잠재증발량의 비율로 발생하는 것으로 가정한다. 일반 식생의 증발산량은 기준 식생의 증발산량에 비례하는 것으로 가정하고 식생계수와 토양수분 제한요인(soil water stress factor)을 감안하여 산정한다. 토양수분 제한요인(k_w)은 토양함수량이 field capacity보다 높을 때에는 1.0이며 토양함수량이 field capacity 이하로 낮아짐에 따라 선형으로 감소하여 wilting point에 이르면 0이 된다. 지표수가 존재하지 않는 경우, 토양에서의 증발은 식생이 없는 지역과 식생이 존재하는 지역을 구분하여 추정한다. 식생이 존재하는 지역에서의 토양 증발의 증발산에 대한 비율은 식생의 엽면적지수에 따라 지수적으로 감소하는 것으로 가정하였다. 지표수가 존재하는 경우에는 토양으로부터의 증발은 없고 수표면에서 증발이 이루어진다. 수표면으로부터의 증발량은 잠재 증발량으로부터 추정한다.

강우에 의한 지표유출은 토양, 식생 등으로 구성된 투수면과 도시지역의 콘크리트, 아스팔트 등으로 구성된 불투수면을 구분하여 모의한다. 투수면에 비가 내리면 토양층으로 강우가 침투하게 된다. STREAM은 투수면에서의 강우 또는 지표수의 토양침투 과정을 우리나라의 집중적 강우현상을 감안하여 물리식에 기초한 Green-Ampt 방정식(Green and Ampt, 1911)의 Mein-Larson 변형식(Mein and Larson, 1973)을 이용하여 산정한다. 강우강도가 최대 침투율보다 작은 경우에는 모든 강우량이 토양에 침투하며, 강우강도가 최대 침투율보다 큰 경우에는 수치해석 기법을 이용하여 누적 침투량을 계산한 후 누적 침투량을 초과하는 강우량은 전량 침투초과 유출량(infiltration-excess runoff)으로 계산된다. 토양층이 완전히 포화되면 침투율은 0이 되고, 이후의 강우량은 모두 포화초과 유출량(saturation-excess runoff)으로 계산된다. 투수면에서의 지표유출은 다수의 릿(rill)을 통하여 배출된다. 릿의 밀도는 지표유출의 특성을 결정하는 매우 중요한 요인이지만 기후, 지형, 식생, 토양 등 여러 가지 요인에 의해 결정되는 것이어서 일반화하기 매우 어렵다. 이를 감안하여 릿의 밀도는 고정된 값이 아닌 사용자 입력 매개변수로 설정하였다. 릿의 구조는 각 격자마다 다수의 릿이 격자 중심을 향해 직각 방향으로 놓여 있다고 가정하며, 이 때 릿의 폭은 Gilley et al. (1990)이 제안한 경험식을 이용하여 계산된다. 릿의 폭이 결정되면 Manning 방정식을 이용하여 릿에서의 유속을 산정한다. 불투수지표면에 내린 비는 우선적으로 불투수지표면의 울퉁불퉁한 요철 부분 중 움푹 파인 곳에 저류되며, 이 부분이 채워진 후에도 계속해서 내린 비는 지표면유출을 형성하게 된다. STREAM에서는 불투수지표면이 저류할 수 있는 강우의 양은 사용자가 입력하도록 하였으며, 저류된 물은 증발에 의해 소모된다.

STREAM에서 토양함수량이 field capacity를 초과하면 토양층의 상부는 field capacity를 유지하면서 토양층의 하부로부터 포화되기 시작하는 것으로 가정한다. 토양층의 이러한 부분적 포화는 지하수위가 토양층 내에 위치하는지의 여부와 상관없이 자유수면을 형성하게 되는데, 이 자유수면의 높이가 하상보다 높으면 토양층의 대공극을 통하여

Darcian 유동 형태의 중간류가 발생된다. 중간류 발생의 전제조건인 토양층의 대공극은 식생지역에서만 발달하며 그를 통한 유효수리전도도는 포화수리전도도에 대공극 계수를 곱하여 산정한다. 토양 함수량이 field capacity보다 클 경우에는 대수층 충전이 이루어진다. STREAM에서는 토양층으로부터 대수층으로 충전되는 물의 양은 토양 함수량, 토양층의 부피, 대수층까지의 평균 이동시간에 의해 산정된다. 대수층까지의 평균 이동시간(TT)은 평균 유동거리를 불포화 수리전도도로 나누어 계산하며, 불포화수리전도도는 Van Genuchten (1980)이 제안한 식에 따른다. 대수층으로부터 지하수 유출은 Neitsch et al. (2009)이 SWAT 모델에서 제안한 방법에 따라 이전 시간의 지하수 유출과 현재 시간 토양으로부터의 지하수 충전량, 지하수 감수계수(K_{gwr})를 이용하여 산정한다.

3.1.2. 하천에서의 수문 프로세스

STREAM에서 상하류 소유역 사이의 위계관계는 노드-링크의 연결 구조로 표현된다. 각 소유역의 최종 출구에는 노드가 위치하며, 노드는 소유역의 배수체계에 따라 하천노드 또는 관망노드로 구분된다. 링크는 노드와 노드 사이를 연결하는 개체로, 노드 종류에 따라 하천이나 관망을 대표하게 된다. STREAM에서 링크에서의 물의 흐름은 Muskingum-Cunge 방법에 의해 해석한다. 도시의 관망은 합류식 관거와 분류식 관거로 구분할 수 있으며, 분류식 관거는 오수관거와 우수관거로 나누어진다. 합류식 관거에는 우수와 점오염원이 모두 유입되고, 분류식 관거에서는 우수는 우수관으로, 점오염원은 오수관으로만 유입하는 것으로 가정하였다. 많은 경우 도시 관망 말단에는 차집관거가 있어 관망을 통해 유출되는 유량의 일부를 차집하여 하수처리장으로 보내도록 하는데 사용자가 제시하거나 또는 내부적으로 산정된 차집용량을 이용하여 이를 모의할 수 있도록 모델을 개발하였다. 이를 통해 STREAM에서는 초기우수 발생 시 우수 차집으로 인해 감소하는 유량을 반영할 수 있다.

3.2. 토양침식 및 유사이동

부유사 이동 모의기법에 따라 유역모델을 분류하면, 미국 SCS에서 개발한 USLE (Universal Soil Loss Equation) 경험식을 사용하는 모델과 토양 침식과 부유사 이동을 물리식에 기초하여 모의하는 모델로 구분할 수 있다. USLE는 개념이 간단하고 사용이 용이하여 세계적으로 많은 모델에서 사용되고 있다. 그러나 Jetten and Favis-Mortlock (2006)은 USLE가 미국 동부지역을 중심으로 개발된 경험식으로 강우, 주요 수문과정, 경관 다양성(landscape diversity) 등의 차이로 인하여 유럽지역 적용에 한계가 따른다고 설명하였다. 국내 환경을 고려할 때 이러한 차이는 동일할 것으로 판단되며, 따라서 국내 적용 시 USLE 내에 포함된 매개변수 값 설정에 주의가 요구된다. 이러한 이유로 최근 WEPP, EUROSEM 등 물리식에 기초하여 부유사 이동을 모의하기 위한 모델이 제시되어 그 이용이 확대되어가고 있는 실정이다. 물리식에 기초한 국내 연구진의 토양침퇴적 모델 개발 연구로

는 GRISMORM (Kim and Chae, 2000), CAMEL (Koo et al., 2005), DANSAT (Cho and Mostaghimi, 2009) 등이 있다. 본 연구에서 제시한 STREAM은 부유사 이동 과정을 물리식에 기초하여 모의하도록 설계되었다.

토양 침식과 유사(sediment) 이동 과정은 육상과 하천에서 모두 발생한다. 유사 이동 과정을 STREAM에서는 수문 현상과 동일하게 격자, 소유역, 하천으로 구분하여 모의한다. 격자에서는 육상(interrill)과 린(rill)에서의 토양 침식과 이동을 모의하며, 소유역에서는 소유역에 포함된 전체 격자에서 발생한 토양 침식과 이동량 중 소유역 말단의 출구를 통해 하류 하천으로 이동하는 유사량을 모의한다. 하천에서의 유사 이동은 전체 유역을 구성하는 각 소유역에서 공급된 유사가 하천 또는 관망에서 퇴적, 침식, 이동되는 과정을 모의한다(Table 3). 격자의 육상과 린, 소유역, 하천에는 유사 저장소를 갖고 있으며, 이들 각 저장소는 유사 입도에 따라 점토, 미사, 세립사 및 조립사 등 4개의 저장소로 구분된다. 각 저장소별 유효입경 기본값은 USDA (1987)의 입경구분(coarse sand: 500~2,000 μm , medium sand: 250~500 μm , fine sand: 50~500 μm , silt: 2~50 μm , clay: < 2 μm)을 참고하여 대표입경으로 점토 1 μm , 미사 10 μm , 세립사 100 μm 및 조립사 1000 μm 으로 지정하였으며, 사용자 입력을 통해 이 값을 변경할 수 있도록 하였다.

강우 시 토양 표면에 있는 유사 입자들은 빗방울의 충격에 의해 분리되는데, 이러한 현상은 강우 운동에너지와 관

련이 있다. STREAM은 직접적인 빗방울과 수관을 거쳐 떨어지는 물방울에 의한 효과를 구분하여 산정한다(Brandt, 1989, 1990). 총 운동에너지는 식생, 지표수 등 지표의 상태를 감안하여 산정되는데, 빗방울에 의한 유사 분리는 입도별로 계산된다(Morgan et al., 1998). 빗방울에 의해 분리된 유사는 육상의 유사 저장소에 더해진다. 빗방울에 의해 분리된 유사 입자들은 육상지역에서의 지표유출수에 의해 린까지 이동된다. 린 사이의 육상지역에서의 유사 이동량은 전단속도(shear velocity)에 기초한 Everaert (1991) 방정식을 따르며, 유사 이동이 시작되는 임계전단속도(critical shear velocity)는 입경에 따라 산정된다.

물의 흐름에 의한 린 및 하천에서의 유사 분리는 Smith et al. (1995)이 제안한 침식-퇴적 이론을 바탕으로 모의된다. Smith et al. (1995)가 제시한 침식-퇴적 이론은 유효 입경에 따른 유사 입자의 침강속도와 흐르는 물의 유사 운반능력(sediment transport capacity)을 이용하여 표현된다. 유사 입자의 침강속도(v_s)는 물의 밀도와 점도가 일정하다는 가정하에 Stokes 법칙을 이용하여 계산한다. 유사 운반능력을 계산하기 위해서는 초기 유사농도가 요구되는데, STREAM에서는 린 사이 지역에서 배출되는 유사량을 지표유출수량으로 나누어 산정한다. 이때, 주어진 지점에서 지표수의 유사 운반능력은 순수한 최대 침식량으로 계산된다(Govers, 1990; Morgan et al., 1998). 린과 하천의 유사 운반능력이 초기 유사농도보다 크면 유사 입자가 추가로

Table 3. Selected equations for sediment transport processes in STREAM

Components	Equations	Reference
Kinetic energy of rainfall	$KE_r = \max(8.95 + 8.44 \log(t), 0) R$ $KE_l = \max(15.8 \sqrt{H_c} - 5.87, 0) (R - I_c)$	Brandt (1989, 1990)
Splash detachment	$SD = 10\eta [KE_r (1 - \lambda_c) + KE_l \lambda_c] \exp(-bd_{sw}) \zeta$	Morgan et al. (1998)
Sediment discharge by interrill flow	$q_l = a(u_* - u_{*c})^b$	Everaert (1991)
Sediment detachment by channel flow	$FD = \varepsilon_d \nu_s (TC - C) W$	Smith et al. (1995)
Sediment transport capacity of channel flow	$TC_i = \alpha_i \rho (\omega - \bar{\omega}_i)^{\beta_i}$ $\omega = s \bar{u}$, $\alpha_i = [(\phi_i + 5)/0.32]^{-0.6}$ $\beta_i = [(\phi_i + 5)/300]^{0.25}$	Govers (1990) Morgan et al. (1998)
Sediment channel routing	Bed load $B_r = c_b (T^{2.1}/d_*^{0.3}) \sqrt{(\gamma_s/\gamma_w - 1) g d_{50}^3}$ Suspended load $S_r = f_i v_r D_r C_a$	Van Rijn (1984)

Nomenclature: KE_r = kinetic energy of direct rainfall (J m^{-2}), KE_l = kinetic energy of leaf drainage from the canopy (J m^{-2}), t = rainfall intensity (mm hour^{-1}), R = rainfall (mm s^{-1}), I_c = canopy interception (mm), H_c = canopy height (m), SD = splash detachment by rain drop impact (kg ha^{-1}), η = soil detachability index (g J^{-1}), c = a fraction of ground surface covered by plant canopy, b = rain drop impact attenuation coefficient, d_{sw} = depth of overland surface water (mm), ζ = fraction of a given particle size class in the top soil, FD = sediment detachment by flow ($\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$), ε_d = detachment efficiency coefficient, ν_s = settling velocity of sediment particles (m s^{-1}), a, b = experimentally-determined coefficients, ρ = density of sediment particles (2650 kg m^{-3}), ω = unit stream power (cm s^{-1}), $\bar{\omega}$ = critical value of unit stream power (cm s^{-1}), s = energy slope of water, $\bar{u}$ = mean flow velocity (cm s^{-1}), ϕ = median particle size (m), TC = sediment transport capacity of the flow (kg m^{-3}), C = initial sediment concentration in the flow (kg m^{-3}), W = flow width (m), q_l = sediment discharge by interrill flow ($\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$), u_* = shear velocity (m s^{-1}), u_{*c} = critical shear velocity to maintain sediment transport (m s^{-1}), a, b = empirical constants depending on sediment particle size, B_r = bed load ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$), c_b = bed load coefficient, T = shear-stress parameter related to sediment transport, d_* = dimensionless grain diameter, γ_s = specific weight of sediment, γ_w = specific weight of water, g = acceleration of gravity (m s^{-2}), d_{50} = median diameter of sediment (m), $T = (\tau_{*g}/\tau_{*c}) - 1$, $d_* = [(\gamma_s/\gamma_w - 1) g d_{50}^3 / \nu^2]^{1/3}$, τ_{*g} = value of Shields parameter for the grain shear stress, τ_{*c} = critical value of Shields parameter, ν = kinematic viscosity of water ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$) S_r = SS discharge ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$), f_i = integration factor, v_r = flow velocity (m s^{-1}), D_r = flow depth (m), C_a = SS reference concentration at level a ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$), $f_i = [(a/D_r)^{R_0'} - (a/D_r)^{1.2}] / [(a/D_r)^{R_0'} (1.2 - R_0')]$, $C_a = 0.015 (d_{50}/a) (T^{4.5}/d_*^{0.3})$, a = height of the reference level above the rill/channel bottom (m), R_0' = adjusted Rouse number.

분리되어(flow detachment) 하류로 운반되며, 그렇지 않은 경우에는 초기 유사농도와 유사 운반능력 차이만큼의 유사 가 퇴적되어 저장소에 더해진다. Govers (1990)는 유사 운반이 시작되는 단위 수류력(unit stream power)의 임계치를 0.4 cm s^{-1} 로 제안하였는데, 그의 연구는 coarse silt부터 coarse sand까지의 제한된 입도 범위 내에서 이루어진 것이어서 clay나 fine silt 입자에는 적합하지 않을 수 있다. 따라서 STREAM에서는 단위 수류력 임계치(ω)를 입도에 따라 사용자가 정할 수 있도록 하였다. Smith et al. (1995)이 제시한 방정식에 포함된 유사 분리 계수(ε_d)는 젖은 토양의 점착성과 식생 뿌리의 고정 작용에 의해 유사 분리가 감소하는 영향을 표현하기 위한 것이다. 유사 분리 계수는 점착성 증가에 따라 $\varepsilon_d = 0.79 e^{-0.85(\zeta + \eta)}$ 와 같이 지수적으로 감소된다(Morgan et al., 1998). 여기서 ζ 는 젖은 토양의 점착력(kPa), η 는 식생 뿌리에 의해 증가하는 토양 점착력(kPa)을 나타낸다. STREAM에서는 ζ 를 상대적으로 느슨한 토양과 굳은 토양으로 구분하여 사용자로 부터 입력받는다. 유사 분리 계수(ε_d)는 유사 운반능력이 초기 유사농도보다 작은 경우, 즉 순 퇴적이 일어나는 경우, 1의 값을 갖는다.

릴과 하천에서의 유사 이동은 이동 형태에 따라 물에 떠서 이동하는 부유사(suspended load)와 바닥에 끌리거나 튀면서 이동하는 소류사(bed load)로 구분된다. STREAM에서는 Van Rijn (1984)이 제시한 방법을 적용하여 부유사 및 소류사의 이동을 각각 계산한다. 하천과 관망에서의 유사 이동 과정은 릴에서의 유사 이동과 같은 방식으로 계산된다. STREAM은 유사 이동 과정을 4개의 입도별로 계산하기 때문에 임의의 시간과 지점에서 하천의 유사 운반능력에 따라 하상 퇴적물의 입도 구성이 변동하는 것을 모의할 수 있다.

3.3. 영양물질

3.3.1. 영양물질의 태 구분

영양물질은 유기체가 생존하고 성장하는데 필요로 하는 화학물질이자, 유기체의 신진대사를 위해 주위 환경에서 섭취해야 하는 물질이다. 영양물질 중 STREAM에서 사용되는 화학성분은 탄소(carbon), 질소(nitrogen), 인(phosphorus)이다(Table 4). 영양물질은 크게 유기물(organic matter)과 무기물(inorganic matter)로 구분한다. 유기물은 입자의 크기와 존재 형태에 따라 입자 형태로 존재하는 POM (Particu-

late Organic Matter)과 용존 형태로 존재하는 DOM (Dissolved Organic Matter) 그리고 부유사 또는 토양 입자에 흡착된 형태로 존재하는 SedOC (Organic Carbon adsorbed to Sediments)로 구분된다. 그리고 이러한 3가지의 유기물의 형태는 미생물에 의해 분해되는 속도에 따라 분해속도가 빠른 생분해성(Labile)과 분해속도가 느린 난분해성(Refractory)으로 구분된다. LPOM은 토양에서 존재하는 형태에 따라 식물의 잎, 뿌리 등의 잔재물(litter)과 퇴비(manure)로 구분되며, 분해속도가 매우 빠르다. Humus의 형태로 존재하는 RPOM은 매우 안정화되어 있는 유기물로서 분해속도가 매우 느리다. 그리고 유기물을 분해시키는 역할을 하는 미생물은 MBM (microbial biomass)으로, 미생물의 분해과정에서 발생하는 무기물은 CO_2 , NH_4 , PO_4 로 정의하였다. NH_4 가 질산화되면 NO_3 가 생성되고, 토양 입자에 흡착되면 PIN (Particulate Inorganic Nitrogen)으로 변환된다. PO_4 가 토양 입자에 흡착되면 활성화된 PIPa (Active Particulate Inorganic Phosphorus)와 안정화된 PIPs (Stable Particulate Inorganic Phosphorus)로 변환된다.

3.3.2. 영양물질의 유입과 이동

유역 내 영양물질 저장소는 공간적 위치에 따라 지표면, 토양층, 대수층, 하천으로 구분한다(Fig. 3). 유역 내 유기물의 이동은 지표면에서 발생한 지표유출수, 토양내부에서 발생하는 중간류, 대수층에서 발생하는 지하유출수를 통해 토양에서 하천으로 이동한다. 토양으로 유입되는 유기물은 식물, 동물, 인간 활동에 기인한다. 식물에서 발생하는 유기물은 낙엽(litter), 식생잔재물(residue)의 형태로, 동물에서 발생하는 유기물은 동물의 배설물(excretion)의 형태로, 인간의 농업활동에서 발생하는 유기물은 퇴비(manure)와 비료(fertilizer)의 형태로, 도시의 불투수지표면에서 발생하는 유기물은 입자상 오염물질(particulate pollutants)의 형태로 토양으로 유입된다. 유입된 유기물은 지표면 또는 토양내부로 이동하며, 물과 유사의 흐름과 함께 하천으로 이동한다. 수체로 유입되는 유기물의 형태는 발생기원에 따라 크게 내부생성과 외부생성으로 구분한다. 내부생성 유기물은 수체 내 조류(식물성 플랑크톤, 동물성 플랑크톤, 부착조류)에 의해 발생하며, 외부생성 유기물은 토양에서 유입되는 지표유출수, 중간류, 지하수유출수와 도시의 관망에서 유입되는 관거유출수, 하수처리장 배출수를 통해 유입된다.

Table 4. Nutrient variables for soil and water in STREAM

Classification			Carbon	Nitrogen	Phosphorus
Organic Matter	Particulate (POM)	Labile	LPOC	LPON	LPOP
		Refractory	RPOC	RPON	RPOP
	Dissolved (DOM)	Labile	LDOC	LDON	LDOP
		Refractory	RDOC	RDON	RDOP
	Adsorption to Sediment (SedOM)	Labile	LSedOC	LSedON	LSedOP
		Refractory	RSedOC	RSedON	RSedOP
	Microbial Biomass (MBM)		MBMC	MBMN	MBMP
Inorganic Matter	Dissolved		CO ₂	NH ₄ , NO ₃	PO ₄
	Particulate		-	PIN	PIPa, PIPs

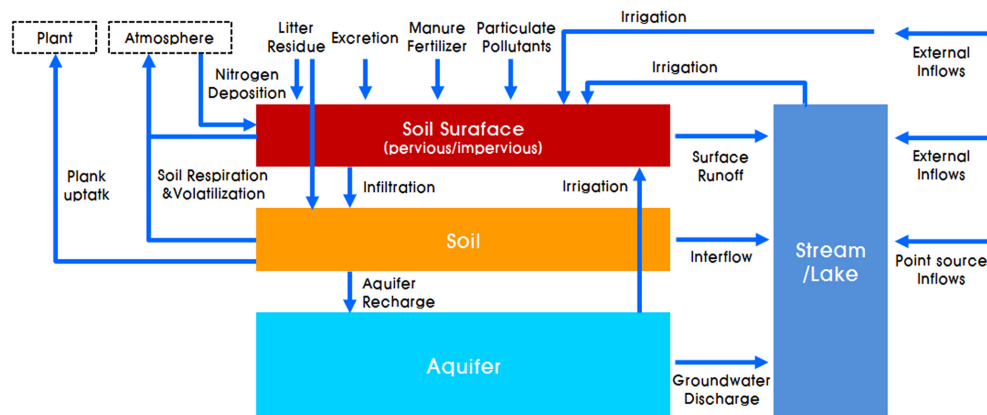


Fig. 3. A schematic diagram showing input and transport processes of nutrients in STREAM.

3.3.3. 영양물질의 변환

토양과 수체에서의 탄소, 질소, 인의 변환 과정은 Fig. 4~6과 같다. Fig. 4는 STREAM에서의 탄소 순환과정을 도식화한 것이다.

유기물의 분해는 미생물(MBM)이 유기물을 기질로 사용하여 생합성(biosynthesis)을 하고 에너지를 취하는 과정이며, 이 때 부산물로서 무기물이 생성된다. 유기물의 분해과정에서 미생물의 생합성에 이용되는 유기물의 비율은 생합성 비율(f_{bio})이며, 유기물이 분해될 때 생합성에 이용되지 않고 남은 유기물의 일부는 난분해성 물질로 변환되는데 그 비율은 f_{ref} 로 정의된다. 미생물에 의해 생합성이 되지 않거나 난분해성 물질로 변환되지 않은 유기물의 일부는 f_{CO_2} , f_{NH_4} , f_{PO_4} 의 비율로 CO_2 , NH_4 , PO_4 로 변환되며 나머지는 미생물에 의해 에너지원으로 이용된다. 토양과 수체 내 탄소, 질소, 인 유기물의 변환과정은 기본적으로 동일한 형태를 나타내는 것으로 가정하였으며, 질소 변환은 C/N 비율에 따라 탄소 변환의 일부분으로서 발생하는 것으로 설계하였다. 입자상 유기물의 형태로 존재하는 LPOM과 RPOM은 미생물의 분해 작용으로 인해 각각의 분해속도에 따라 LDOM과 RDOM로 변환되며, 이 중 일부는 미생물의 섭취로 인해 미생물 생체량 증식에 이용되며, 일부는 호흡작용

으로 인해 CO_2 의 형태로 변환되어 대기 중으로 이동한다. 입자상 유기물 중 LPOM은 부식화 과정을 통해 난분해성 물질인 RPOM로 변환한다. Fig. 5는 STREAM에서의 질소 순환과정을 도식화한 것이다. 식생에 의한 흡수와 암모니아 휘발, 질산화, 탈질화 등의 과정은 1차 방정식으로 표현되며, 이 밖에 비료 시비, 대기 낙하, 토양미생물에 의한 질소 고정 등은 사용자에게 의해 상수로 부여된다. Fig. 6은 STREAM에서의 인 순환과정을 도식화한 것이다. STREAM에서 인의 변환과정은 7개의 유기인 저장소(LPOM, RPO, LDOP, RDOP, LSedOP, RSedOP, MBMP)와 3개의 무기인 저장소(PO_4 , PIP_a 및 PIP_s)를 이용하여 모의된다. 유기인은 식물 잔재물, 가축의 분뇨, 퇴비 및 미생물군으로부터 입력된다. 활성 무기인 저장소(PIP_a)는 퇴적물 입자의 표면에 물리적으로 흡착된 상태의 무기인이며, 비활성 무기인 저장소(PIP_s)는 퇴적물 입자의 표면에 화학적으로 결합한 형태의 무기인을 의미한다. 한편, 식물이 즉시 이용 가능한 형태의 무기인은 PO_4 로 정의된다. PIP_a 와 PO_4 는 평형에 빠르게 도달하며 PIP_a 와 PIP_s 는 평형에 도달하는 시간이 오래 걸리는 특징을 갖는다. STREAM에서 탄소, 질소, 인의 변환과정은 first-order kinetic equations을 이용하여 정의되며, 개별 방정식은 4th-order Runge-Kutta 방법으로 해석된다. STREAM

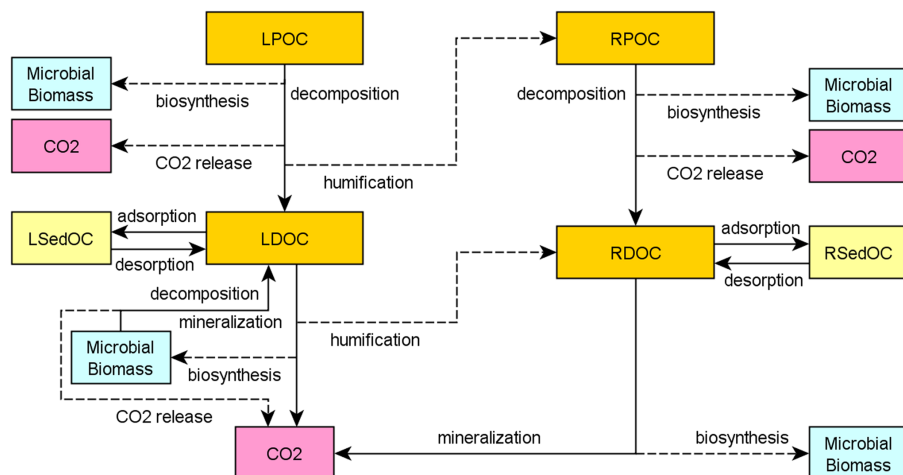


Fig. 4. A schematic diagram showing soil carbon storages and transformation processes in STREAM.

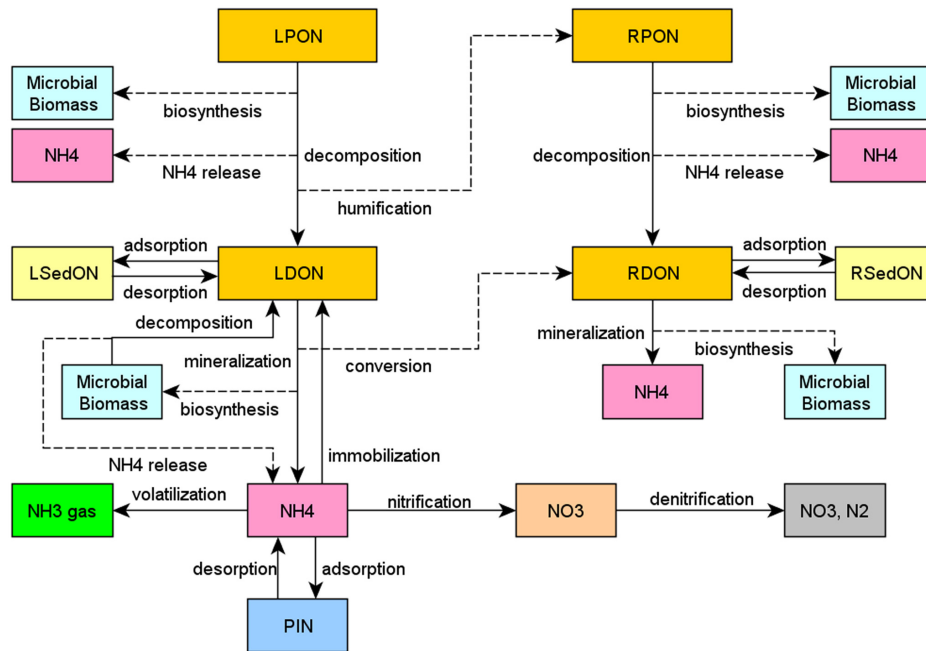


Fig. 5. A schematic diagram showing soil nitrogen storages and transformation processes in STREAM.

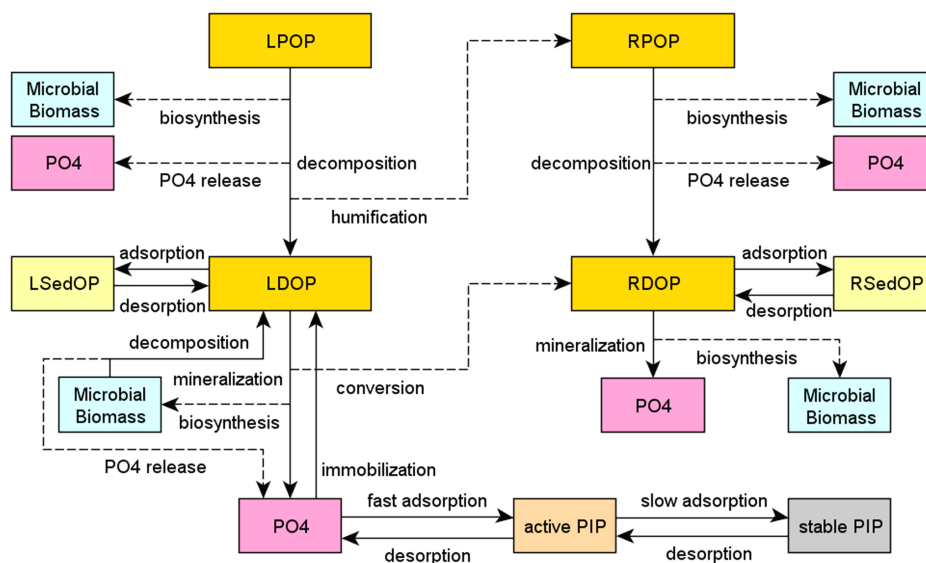


Fig. 6. A schematic diagram showing soil phosphorus storages and transformation processes in STREAM.

에서 사용되는 이상의 토양과 수체 내 영양물질 변환 방정식을 정리하면 Table 5와 같다.

STREAM은 토양 중 탄소, 질소, 인의 변환과정에 영향을 미치는 주요 요인으로 토양 수분과 토양 온도를 명시적으로 고려한다(Table 6). 토양수분조정계수(k_θ)는 현재의 토양 수분(θ)과 토성별로 부여된 wilting point (θ_w), field capacity (θ_f), saturated water content (θ_s)를 비교하여 산정된다. 토양온도는 미생물의 활동과 화학 반응에 영향을 미치는 요인으로 작용한다. 생물학적 반응에 대한 토양온도조정계수(k_{TB})는 Thornton and Lessem(1978)이 제안한 식에 따르며, 화학반응에 대한 토양온도조정계수(k_{TS})는 Jones et al.

(1984)에 제안한 식을 따른다. k_{TB} , k_{TC} 에 포함된 토양온도는 식생의 엽면적지수와 토양 표층의 낙엽을 고려하여 산정된다(Kang et al., 2000). 수체의 경우 수분이 포화된 상태로 수분에 따른 조정계수 값으로 1을 사용하며, 온도 조정계수는 수체온도를 이용하여 토양과 동일하게 Jones et al. (1984)에 제안한 식을 이용하여 산정한다. 수체온도는 대기온도를 이용하여 Stefan and Preud'homme (1993)이 제시한 식($T_{\text{water}} = 5.0 + 0.75 \times T_{\text{air}}$)에 의해 산정한다.

3.3.4. 식생에 의한 흡수

STREAM에서 식물 뿌리에 의한 무기물의 흡수는 Michaelis-Menten Kinetics (Barber, 1980)를 따른다(Table 7). 식물 뿌

Table 5. Selected equations for nutrients transformations in STREAM

Components	Equations
Organic matter transformations (i = carbon, nitrogen, phosphorus)	$\frac{dLPOM_i}{dt} = -k_{TB}k_{\theta}k_{LPOM}LPOM_i$
	$\frac{dRPOM_i}{dt} = k_{TB}k_{\theta}[(1-f_{bio})(1-f_{CO_2}(\text{or } f_{NH_4}, f_{PO_4}))f_{ref}k_{LPOM}LPOM_i - k_{RPOM}RPOM_i]$
	$\frac{dLDOM_i}{dt} = k_{TB}k_{\theta}[(1-f_{CO_2}(\text{or } f_{NH_4}, f_{PO_4}))((1-f_{ref})(k_{LPOM}LPOM_i + (\text{or } k_{immNO_3}NH_4, k_{immNO_3}PO_4)) + k_{MBM}MBM_i) - k_{LDOM}LDOM_i] - k_{TC}k_{\theta}[k_{adsDOM_i}(LDOM_i - \sigma_{DOM_i}LSeDOM_i)]$
	$\frac{dRDOM_i}{dt} = k_{TB}k_{\theta}[(1-f_{bio})(f_{ref}k_{LPOM}LPOM_i + (1-f_{CO_2}(\text{or } f_{NH_4}, f_{PO_4}))k_{RPOM}RPOM_i) - k_{TC}k_{\theta}[k_{adsDOM_i}(RDOM_i - \sigma_{DOM_i}RSeDOM_i)]$
	$\frac{dLSeDOM_i}{dt} = k_{TC}k_{\theta}[k_{adsDOM_i}(LPOM_i - \sigma_{DOM_i}LSeDOM_i)]$
	$\frac{dRSeDOM_i}{dt} = k_{TC}k_{\theta}[k_{adsDOM_i}(RPOM_i - \sigma_{DOM_i}RSeDOM_i)]$
	$\frac{dMBM_i}{dt} = k_{TB}k_{\theta}[f_{bio}(k_{LPOM}LPOM_i + k_{RPOM}RPOM_i + k_{LDOM}LDOM_i + k_{RDOM}RDOM_i) - k_{MBM}MBM_i]$
Inorganic matter transformations	$\frac{dCO_2}{dt} = k_{TB}k_{\theta}[(1-f_{bio})(f_{CO_2}(k_{LPOM}LPOC + k_{RPOM}RPOC) + (1-f_{ref})k_{LDOM}LDOC + k_{RDOM}RDOC) + f_{CO_2}k_{MBM}MBMC]$
	$\frac{dNH_4}{dt} = k_{TB}k_{\theta}[(1-f_{bio})f_{NH_4}(k_{LPOM}LPON + k_{RPOM}RPON + k_{LDOM}LDON + k_{RDOM}RDON + k_{MBM}MBMN) - k_{immNO_3}NH_4 - k_{nitr}NH_4 - k_{denitr}NH_4] - k_{TC}k_{\theta}[k_{adsNH_4}(NH_4 - \sigma_{NH_4}PIN)]$
	$\frac{dNO_3}{dt} = k_{TB}k_{\theta}[k_{nitr}NH_4 - k_{denitr}NO_3]$
	$\frac{dPIN}{dt} = k_{TC}k_{\theta}[k_{adsNH_4}(NH_4 - \sigma_{NH_4}PIN)]$
	$\frac{dPO_4}{dt} = k_{TB}k_{\theta}[(1-f_{bio})f_{PO_4}(k_{LPOM}LPOP + k_{RPOM}RPOP + k_{LDOM}LDOP + k_{RDOM}RDOP + k_{MBM}MBMP) - k_{immNO_3}PO_4] - k_{TC}k_{\theta}[k_{adsFast}(PO_4 - \sigma_{PO_4}PIP_a)]$
	$\frac{dPIP_a}{dt} = k_{TC}k_{\theta}[k_{adsFast}(PO_4 - \sigma_{PO_4}PIP_a) - k_{adsSlow}(4PIP_a - PIP_s)]$
	$\frac{dPIP_s}{dt} = k_{TC}k_{\theta}[k_{adsSlow}(4PIP_a - PIP_s)]$

Nomenclature: k_{TB} = soil temperature adjustment factor for biological processes, k_{θ} = soil water content adjustment factor for biological processes, K_{LPOM} = LPOM decomposition rate constant, f_{bio} = Fraction of POM transformed to biomass, F_{CO_2} = Fraction of POM transformed to CO_2 , F_{NH_4} = Fraction of POM transformed to NH_4 -N, F_{PO_4} = Fraction of POM transformed to PO_4 -P, F_{ref} = Fraction of POM transformed to refractory matter, K_{RPOM} = RPOM decomposition rate constant (day^{-1}), K_{mbm} = Micro-Biomass decomposition rate constant (day^{-1}), K_{adsDOM} = DOM adsorption rate constant (day^{-1}), σ_{DOM_i} = Equilibrium coeff. for DOM adsorption, σ_{NH_4} = Equilibrium coeff. for NH_4 adsorption, σ_{PO_4} = Equilibrium coeff. for PO_4 adsorption, K_{LDOM} = LPOM decomposition rate constant (day^{-1}), K_{RDOM} = RPOM decomposition rate constant (day^{-1}), K_{immNO_3} = Nitrogen immobilization rate constant (day^{-1}), K_{immP} = DIP immobilization rate constant (day^{-1}), K_{volatN} = Ammonia volatilization rate constant (day^{-1}), K_{nitr} = Nitrification rate constant (day^{-1}), K_{denitr} = Denitrification rate constant (day^{-1}), K_{adsDOC} = DOC adsorption rate constant (day^{-1}), K_{adsNH_4} = NH_4 adsorption rate constant (day^{-1}), K_{adsDOP} = DOP adsorption rate constant (day^{-1}), $K_{adsFast}$ = PO_4 rapid adsorption rate constant ($PO_4 \rightarrow PIP_a$) (day^{-1}), $K_{adsSlow}$ = PIP_a slow adsorption rate constant ($PIP_a \rightarrow PIP_s$) (day^{-1})

리에 의해 흡수될 수 있는 무기물은 토양 내 무기물 중 근권(rhizosphere)의 영역 안에 있는 무기물로, 토양 내 무기질은 토양 아래로 내려갈수록 지수적으로 감소하는 것으로 가정하였다. 식물 뿌리에 의한 무기물의 흡수량 산정에 사용되는 매개변수 중 U_N^* , U_P^* , $k_{MN(N)}$, $k_{MN(P)}$ 와 함께 일별 식물성장비율(μ)를 함께 적용함으로써 계절에 따른 식물 성장 및 무기물 요구량의 변동을 고려하였다. 또한 토양수분조정계수(k_{θ})를 적용함으로써 토양 함수량에 의해서도 무기물의 식물 흡수량이 제한된다. 토양함수량이 field capacity 이상이면 무기물의 흡수에 제한이 없으며 field capacity 이하이면 선형으로 감소하여 wilting point에 이르면 무기물의 흡수는 멈추게 된다.

3.4. 농업지역 및 도시지역 모듈

우리나라의 경우 밀도 높은 토지이용으로 인하여 하나의 유역 내에 농촌지역과 도시지역이 함께 위치하는 경우가 많다. 따라서 유역모델을 국내에 적용하기 위해서는 농촌지역과 도시지역을 함께 모의할 수 있어야 한다. 우리나라의 농촌유역은 논농사 중심으로 물의 저류와 관개가 빈번하게 수행되며, 이를 위해 하천에 배수문, 보 등의 인위적 수리시설물이 산재하는 특징을 갖는다. 논에서는 강우 및 관개에 의해 논에 유입된 유량이 증발산과 침투를 통해 손실된 후, 남은 물의 높이가 물꼬높이보다 높으면 유출이 발생한다. 이는 영양물질 변환과 이동 등의 물질수지에도 영향을 미친다. 외국에서 개발된 대부분의 유역모델은 논에서의 수

Table 6. Adjustment factors for soil water and soil temperature for biological and chemical processes in STREAM

Components	Equations	Reference
k_{θ}	$k_{\theta} = \begin{cases} 0.6 + 0.8 \times (\theta_s - \theta) / (\theta_s - \theta_f) & \text{if } \theta > (\theta_f + \theta_s) / 2 \\ 1 & \text{elseif } \theta_f \leq \theta < (\theta_f + \theta_s) / 2 \\ \theta / \theta_f & \text{elseif } \theta_w < \theta < \theta_f \\ 0 & \text{else} \end{cases}$	
k_{TB}	$k_{TB} = k_{TB,R} \times k_{TB,F}$ $k_{TB,R} = k_1 \exp(\lambda_1 (T - T_1)) / (1 + k_1 (\exp(\lambda_1 (T - T_1)) - 1)),$ $k_{TB,F} = k_4 \exp(\lambda_2 (T_4 - T)) / (1 + k_4 (\exp(\lambda_2 (T_4 - T)) - 1))$	Thornton and Lessem (1978)
k_{TC}	$k_{TC} = \exp(0.115 T' - 2.88)$ $T'_i = T'_{i-1} + (T_i - T'_{i-1}) \exp(-z(\pi/k_d p)^{1/2}) \exp(k_e LL_i)$ $LL_i = \begin{cases} LAI_i + LIT_i & (\text{if } T_i > T'_{i-1}) \\ LIT_i & (\text{if } T_i < T'_{i-1}) \end{cases}$	Jones et al. (1984) Kang et al. (2000)

Nomenclature: k_{θ} = soil water content adjustment factor for biological processes, θ = soil water content ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) at a given time, θ_s = saturated soil water content ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$), θ_f = soil water field capacity ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$), k_{TB} = soil temperature adjustment factor for biological processes, T = soil temperature ($^{\circ}\text{C}$), T_i = user supplies temperatures to make temperature rate multiplier function ($^{\circ}\text{C}$), $\lambda_1 = \log(k_2(1-k_1)) - \log(k_1(1-k_2)) / (T_2 - T_1)$, $\lambda_2 = \log(k_3(1-k_4)) - \log(k_4(1-k_3)) / (T_4 - T_3)$, k_i = multiplier factors at temperature T_i , k_{TC} = soil temperature adjustment factor for chemical processes, T' = mean soil temperature ($^{\circ}\text{C}$), z = soil depth (m), k_d = thermal diffusivity of the soil ($= 5 \times 10^{-7} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$), p = period of diurnal temperature variation (86400 s), k_e = extinction coefficient for solar radiation interception through the canopy, L_L = combined index of leaf area and ground litter ($\text{m}^2 \text{m}^{-2}$), LIT = LAI equivalent of ground litter ($\text{m}^2 \text{m}^{-2}$), t = subscript for time step, z = soil depth (m)

Table 7. Selected equations for crop nutrients uptake processes in STREAM

Components	Equations	Reference
Crop nutrients uptake	$U_{NH_4} = U_N^* \mu [NH_4(RZ) / (k_{MN(N)} \mu + NH_4(RZ))] k_{\theta}$ $U_{NO_3} = U_N^* \mu [NO_3(RZ) / (k_{MN(N)} \mu + NO_3(RZ))] k_{\theta}$ $U_{PO_4} = U_P^* \mu [PO_4(RZ) / (k_{MN(P)} \mu + PO_4(RZ))] k_{\theta}$	Michaelis-Menten equation (Barber, 1980; Johnson and Goody, 2011)

Nomenclature: U_N^* = potential uptake rate of nitrogen ($\text{kg-N m}^{-3} \text{h}^{-1}$), U_P^* = potential uptake rate of phosphorus ($\text{kg-P m}^{-3} \text{h}^{-1}$), μ = ratio of crop coefficient for a given day to the maximum crop coefficient, $k_{MN(N)}$ = Michaelis-Menten's half-saturation constant of N (kg-N m^{-3}), $k_{MN(P)}$ = Michaelis-Menten's half-saturation constant of P (kg-P m^{-3}), k_{θ} = soil water content adjustment factor for biological processes

문과정을 고려하지 못하는 한계를 갖는다. 이를 개선하기 위해 논에서의 수문과정을 고려한 국내 연구로는 Kim et al. (2003), Jeon et al. (2007) 등의 연구가 있다. 이 중 Jeon et al. (2007)은 HSPF에 기반하여 논에서의 담수능력과 시비에 의한 영양물질 농도변화를 모의하기 위한 HSPF-Paddy 모델을 개발하였으며, Kim et al. (2014)은 보청천 유역에 대해 HSPF-Paddy의 적용성을 평가하였다. 논에 대한 STREAM에서의 유량 및 영양물질 수지를 모식도로 나타내면 Fig. 7과 같다.

관개와 시비 등의 영농활동은 유역전체에서 동일시기에

수행되지 않으며, 지역적 특성에 따라 서로 다른 시기에 활동이 진행된다. 이를 고려하여 STREAM에서는 영농활동 시기를 토지피복별로 부여할 수 있도록 하였다. 따라서 동일한 논이라도 지역에 따라 서로 다른 토지피복으로 구분함으로써 서로 다른 시기의 영농활동을 부여할 수 있다. 한편, 논과 밭에 시비를 할 경우, 비료는 시용 즉시 작물이 흡수할 수 있는 성분으로 변환되지 않으며, 시간에 따라 점차적으로 용출되어 나온다. 이를 고려하여 STREAM에서는 비료 저장소를 설계하고 투입된 비료는 먼저 비료 저장소에 추가된 후 시간에 따라 저장소로부터 용출되는 것으

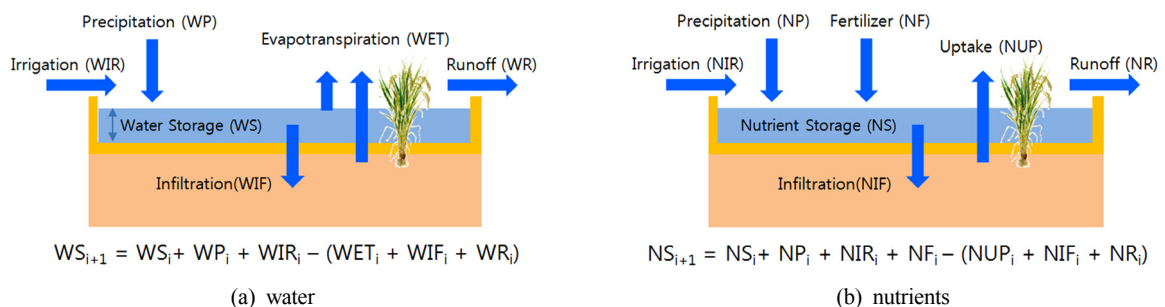
**Fig. 7.** Water and nutrients mass balance in the paddy fields.

Table 8. Selected equations for flow control structures in STREAM

Components	Equations	Reference
Underflow gate	$Q_{dsc} = C_d VA \Delta t = C_d (\sqrt{2gH_w})(PW_{ch}) \Delta t$ $C_d = C_c / (1 + C_c P / H_w)^{0.5}$	Henderson (1966)
Weir	$Q_{dsc} = C_v C_d \times 0.667 \sqrt{2g} W_{ch} (H_w)^{1.5} \Delta t$ $C_d = \min[0.848, (0.76 + 0.2H_w) / W_{weir}]$	Sturm (2010)

Nomenclature: Q_{dsc} = discharge (m^3), C_d = discharge coefficient, C_c = contraction coefficient, P = gate opening height (m), H_w = water depth (m), W_{ch} = channel width (m), Δt = time step (sec), C_v = approach velocity coefficient, W_{weir} = weir width (m), g = gravity acceleration (9.8 m sec^{-2})

Table 9. Selected equations for particulate matter buildup processes in urban areas in STREAM

Components	Equations	Reference
Saturation function	$B = C_{max} t / (C_{hsat} + t)$	Rossman (2010)
Power function	$B = Min(C_{max}, C_{hsat} t^{C_{time}})$	
Exponential function	$B = C_{max} (1 - e^{-C_{rate} \cdot t})$	

Nomenclature: B = solid buildup (kg/m^2 or $kg/curb \text{ km}$), C_{max} = maximum buildup possible (kg/m^2 or $kg/curb \text{ km}$), C_{hsat} = half-saturation constant (days), C_{time} = time exponent, C_{rate} = buildup rate constant ($1/days$)

로 가정하였다. 이때 용출속도는 지수적으로 감소하는 것으로 정의하였다. 이렇게 용출된 성분은 Table 5에 제시된 수질변환식에 의한 수질변환 과정에 참여하게 된다. 또한 담수된 논에서는 지표면으로부터 용존성, 입자성 물질이 수체로 공급된다. 용존성 물질의 경우 지표면과 수체가 저장소를 공유하여, 지표면 저장량을 담수량으로 나눠 담수의 수질농도를 산정한다. 입자성 물질의 경우에는 강우, 관개, 유출 등의 교란에 의해 부유하고 침강에 따라 농도가 안정화 되도록 모델을 설계하였다. 교란되어 부유하는 양은 교란의 원인인자인 강우, 관개, 유출 수량에 의한 로지스틱함수로 계산되며, 침강량은 논을 완전혼합반응조로 가정하고 단위 연산시간 동안 담수심 대비 입자의 침강길이 비율로 계산된다.

농촌지역에서는 농사에 필요한 물을 인접한 하천, 호수, 지하수 등에서 끌어다 쓰는 경우가 많다. 이 경우 자연적 물 흐름은 인위적으로 변경되어, 유역 내 수문과정에 큰 영향을 미치게 된다. 따라서 유역모델에서는 농촌지역의 관개 시스템을 반영할 필요가 있다. STREAM에서의 관개는 작물성장 시기에 따라 필요한 논의 권장담수심과 밭의 토양수분함량(soil water content) 최대값, 최소값을 설정하여 관개가 자동적으로 구현되도록 하였다. 논의 담수심과 밭의 토양수분함량이 시기별로 입력된 최소값보다 낮으면 관개를 시작하고, 논의 물높이와 밭의 토양수분함량이 최대값보다 높으면 관개를 멈추게 된다.

배수문(underflow gate)은 유입되는 물의 높이가 일정 수준 이상이 되었을 때 수문을 열어 하천 수심을 조절하는 시스템으로, STREAM에서는 수문의 형태로 우리나라에서 가장 흔하게 사용되는 수직 수문(vertical sluice)을 모델에 반영하였다. 수문을 개방할 경우 개방된 수문을 통한 유출량은 이론적으로 유속과 개방된 단면적을 곱하여 산정된다. 그러나 실제 유량은 접근수로의 수심 H_w 와 개방높이 P 에 따라 차이를 보여주는데, 수리학에서는 이를 유량계수 C_d 로 나타낸다(Henderson, 1966). 보(weir)는 높이가 일정하게

고정되어 있으며, 유입되는 물의 높이가 보의 높이보다 높을 경우 월류하여 하류로 이동하는 시스템이다. STREAM에서는 우리나라에서 가장 흔하게 사용되는 직사각형 보(rectangular weir)를 가정하며, 유량 산정은 유량계수 C_d 와 접근속도계수 C_v 를 이용하여 산정한다(Sturm, 2010). STREAM에서 배수문과 보로부터 유량을 산정하는 방정식은 Table 8의 식과 같다.

도시 지역에서 발생하는 비점오염물질의 발생과 이동을 모의하기 위해 불투수지표면에서 발생하는 입자성 오염물질의 축적(build-up) 과정을 모델에 반영하였다. 도시 지역에서 입자성 오염물질의 축적 과정은 무강우 일수에 대한 비선형적 시간함수로 표현되는데, 일반적으로 saturation function, power function, exponential function이 사용된다(Rossman, 2010). STREAM에서는 위의 3가지 축적함수를 모두 지원하여 사용자가 유역 환경에 맞는 함수식을 지정하도록 하였다(Table 9). 불투수지표면에서 발생하는 입자성 오염물질은 탄소, 질소, 인 등의 화학성분을 포함한다. 이를 산정하기 위해 STREAM에서는 입자성 오염물질의 축적량을 계산한 후, 입자성 오염물질에 포함된 탄소, 질소, 인의 비율(mg/kg)을 이용하여 각 성분의 축적량을 계산한다. 각 성분의 구성 비율은 사용자로부터 입력 받는다. 무강우 시에는 제시된 축적함수에 따라 도시 노면에 오염물질이 축적되며, 강우 시에는 강우로 인해 형성된 지표면 유출에 의해 축적된 오염물질이 하천이나 관망으로 유입된다. STREAM에서 도시 지역에 축적된 입자성 오염물질의 유출을 유사 이동과 동일하게 입도 크기에 따라 4개 클래스로 구분하여, Van Rijn (1984)의 방법을 적용하여 모의한다.

4. Conclusion

비점오염 관리를 위해서는 우선적으로 비점오염 발생과 유출과정에 포함된 복잡한 수문 현상과 오염물질 거동 양상을 정량적으로 분석할 수 있어야 한다. 최근 이에 대한 과학적이고 효과적인 분석도구로 유역모델이 제시되고 있

다. 분포형 모델의 경우 유역을 정방형 격자로 구분하고 각 격자 내의 비점오염 유출과정을 상세히 분석할 수 있는 장점을 갖는다. 그러나 상세히 유역을 묘사하는 만큼 모의시간이 길어지는 단점이 있다. 이에 반하여 준분포형 모델은 분포형 모델에 비해 상대적으로 모의시간이 짧은 장점을 갖는다. 그러나 준분포형 모델은 유역을 구분하는 최소 공간단위가 비균질적 형태를 갖기 때문에 비점오염 유출의 공간적 특성을 일관성 있게 평가하기 어려운 단점을 갖는다. 본 연구에서는 이에 분포형 모델이 갖는 느린 계산속도의 단점을 보완함과 동시에 준분포형 모델에서의 공간적 연산단위의 크기와 모양이 불균일한 단점을 보완하기 위해 격자기반의 복합형(hybrid) 유역모델 STREAM을 개발하였다. STREAM에서는 대상 유역을 분포형 모델과 같이 정방형의 격자로 구분하여 공간적 이질성을 상세히 표현한다. 이와 함께 연산속도 향상을 위해 각 격자는 공간 속성에 따라 유사한 여러 개의 그룹으로 구분한 후, 그룹별로 모의시간간격 내에 대표 격자에 대해 1회의 연산만을 수행한 후 이를 그룹에 속한 개별 격자에 부여하는 방법을 사용한다.

최근 들어, 최적관리기법 적용에 따른 비점오염 저감효과를 정량화하기 위해 유역모델이 많이 사용되고 있다. 이를 위해서는 다양한 형태의 시나리오 분석이 필요한데, 이 경우 수문현상과 유사이동을 개념식이 아닌 물리식에 기초한 모델이 시나리오 구성과 분석이 용이한 면이 있다. 이를 고려하여 STREAM은 수문현상과 유사이동을 물리식에 의해 모의할 수 있도록 설계하였다. 한편, 현재 국내에서 많이 사용되고 있는 SWAT, HSPF, SWMM 등의 유역모델은 대부분 외국에서 개발된 모델로 국내 적용에 있어 몇 가지 한계를 지닌다. 그 대표적 예로 우리나라의 경우 밀도 있는 토지이용으로 인해 유역 내에 도시지역과 농업지역이 함께 혼재되어 있는 경우가 많다는 점이다. 그러나 국외에서 개발된 대부분의 모델이 도시지역과 농업지역에서 상이하게 나타나는 수문현상을 함께 모의할 수 없는 단점을 갖는다. 본 연구에서 제시한 STREAM은 이러한 단점을 극복하기 위해 도시지역에서의 관망과 불투수지표면에 의한 오염물질의 축적과 유출을 모의하며 동시에 농업지역의 논에서의 담수심 유지와 관개 등을 모의할 수 있도록 설계하였다.

References

- Barber, S. A. (1980). *Soil-plant Interactions in the Phosphorus Nutrition of Plants, The Role of Phosphorus in Agriculture*, Khasawneh, F. E. (eds.). American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America (ASA CSSA and SSSA), Madison, Wisconsin, USA, pp. 591-615.
- Bathurst, J. C., Wicks, J. M., and O'Connell, P. E. (1995). The SHE/SHESED Basin Scale Water Flow and Sediment Transport Modelling System, *Computer Models of Watershed Hydrology*, Singh, V. P. (ed.), Water Resources Publications, USA, pp. 563-594.
- Bicknell, B. R., Imhoff, J. C., Kittle, J. L., Jr., Donigan, A. S. Jr., and Johanson, R. C. (1997). *Hydrological Simulation Program-Fortran: User's Manual for Version 11*, USA Environmental Protection Agency, Athens, Georgia, USA.
- Bicknell, B. R., Imhoff, J. C., Kittle, J. L., Jr., Jobes, T. H., and Donigan, A. S. Jr. (2005). *HSPF Version 12.2 User's Manual*, National Exposure Research Laboratory Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency Athens, Georgia, USA.
- Bingner, R. L., Theurer, F. D., and Yuan, Y. (2015). *AnnAGNPS Technical Processes Documentation Version 5.4*, Natural Resources Conservation Service, Washington D.C., USA.
- Birkinshaw, S. J. and Ewen, J. (2000). Nitrogen Transformation Component for SHETRAN Catchment Nitrate Transport Modelling, *Journal of Hydrology*, 230, pp. 1-17.
- Birkinshaw, S. L., James, P., and Ewen, J. (2010). Graphical User Interface for Rapid Set-up of SHETRAN Physically-Based River Catchment Model, *Environmental Modelling & Software*, 25(4), pp. 609-610.
- Bourauoi, F. and Dillaha, T. A. (2000). ANSWERS-2000: Non-point Source Nutrient Transport Model, *Journal of Environmental Engineering*, 126(11), pp. 1045-1055.
- Brandt, C. J. (1989). The Size Distribution of Throughfall Drops under Vegetation Canopies, *Catena*, 16(4-5), pp. 507-524.
- Brandt, C. J. (1990). Simulation of the Size Distribution and Erosivity of Raindrops and Throughfall Drops, *Earth Surface Processes and Landforms*, 15(8), pp. 687-698.
- Campbell, K. L., Kiker, G. A., and Clark, D. J. (2001). Development and Testing of a Nitrogen and Phosphorus Process Model for Southern African Water Quality Issues, *American Society of Agricultural and Biological Engineers Annual International Meeting*, Sacramento, CA, USA, 30 July-1 August, paper no. 01-2085, 17 pp.
- Cho, J. and Mostaghimi, S. (2009). Dynamic Agricultural Non-point Source Assessment Tool (DANSAT): Model Development, *Biosystems Engineering*, 102(4), pp. 486-499.
- Cronshey, R. G. and Theurer, F. D. (1998). AnnAGNPS - Non-point Pollutant Loading Model, *Proceedings of the 1st Federal Interagency Hydrologic Modeling Conference*, Las Vegas, Nevada, April 19-23, pp. 1.9-1.16.
- Cunderlik, J. (2003). *Hydrologic Model Selection for the CFCAS Project: Assessment of Water Resources Risk and Vulnerability to Changing Climatic Conditions*, Department of Civil and Environmental Engineering, The University of Western Ontario, Canada.
- Danish Hydraulic Institute (DHI). (1998). *MIKE SHE Water Movement-User Guide and Technical Reference Manual Edition 1.1*, Danish Hydraulic Institute, Denmark.
- Danish Hydraulic Institute (DHI). (2007). *MIKE SHE User Manual*, Danish Hydraulic Institute, Denmark.
- Everaert, W. (1991). Empirical Relations for the Sediment Transport Capacity of Interrill Flow, *Earth Surface Processes and Landforms*, 16(6), pp. 513-532.
- Fread, D. L. (1992). Flow Routing, *Handbook of Hydrology*, Maidment D. R. (ed), McGraw-Hill, New York, USA, pp. 10.12-10.13.
- Gilley, J. E., Kottwitz, E. R., and Simanton, J. R. (1990). Hydraulic Characteristics of Rills, *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 33(6), pp. 1900-1906.
- Govers, G. (1990). Empirical Relationships on the Transport

- Capacity of Overland Flow, *Proceedings of the Jerusalem Workshop, Erosion, Transport and Deposition Processes*, Jerusalem, Israel, March-April 1987, pp. 45-63.
- Green, W. H. and Ampt, G. A. (1911). Studies on Soil Physics, 1. The Flow of Air and Water through Soils, *Journal of Agriculture Science*, 4, pp. 11-24.
- Henderson, F. M. (1966). *Open Channel Flow*, Macmillan Publishing Company, New York, USA, pp. 174-203.
- Huber, W. C. and Dickinson, R. E. (1988). *Storm Water Management Model (SWMM), Version 4, User's Manual*, Environmental Protection Agency, USA.
- Jajarmizadeh, M., Harun, S., and Salarpour, M. (2012). A Review on Theoretical Consideration and Types of Models in Hydrology, *Journal of Environmental Science and Technology*, 5(5), pp. 249-261.
- Jeon, J. H., Yoon, C. G., Donigian, A. S., and Jung, K. W. (2007). Development of the HSPF-Paddy Model to Estimate Watershed Pollutant Loads in Paddy Farming Regions, *Agricultural Water Management*, 90(1), pp. 75-86.
- Jetten, V. and Favis-Mortlock, D. (2006) Modelling Soil Erosion in Europe, *Soil Erosion in Europe*, Boardman, J. and Poesen, J. (eds), Wiley, Chichester, UK, pp. 695-716.
- Johnson, K. A. and Goody, R. S. (2011). The Original Michaelis Constant: Translation of the 1913 Michaelis-Menten Paper, *Biochemistry*, 50(39), pp. 8264-8269.
- Jones, C. A., Cole C. V., Sharpley A. N., and Williams, J. R. (1984). A Simplified Soil and Plant Phosphorus Model, I. Documentation, *Soil Science Society of America Journal*, 48(4), pp. 800-805.
- Jung, I. K., Lee, M. S., Park, J. Y., and Kim, S. J. (2008). A Modified grid-based KInEMatic wave STOrM Runoff Model (ModKIMSTORM) (I) - Theory and Model, *Journal of the Korean Society of Civil Engineers*, 28(6b), pp. 697-707. [Korean Literature]
- Kang, S., Kim, S., Oh, S., and Lee, D. (2000). Predicting Spatial and Temporal Patterns of Soil Temperature Based on Topography, Surface Cover and Air Temperature, *Forest Ecology and Management*, 136(1), pp. 173-184.
- Kim, S. J. and Chae, H. S. (2000). Development of GRId-based Soil MOsture Routing Model (GRISMORM) Applied to Bocheonchun Watershed, *Journal of GIS Association of Korea*, 7(1), pp. 39-48. [Korean Literature]
- Kim, S. J. and Steenhuis, T. S. (2001). GRIEROM : Grid-based Variable Source Area Soil-water Erosion and Deposition Model, *Transactions of American Society of Agricultural Engineers*, 44(4), pp. 853-862.
- Kim, S. J., Chae, H. S., Yoo, C. S., and Shin, S. C. (2003). Stream Discharge Prediction via a Grid-based Soil Water Routing with Paddy Fields, *Journal of American Water Resources Association*, 39(5), pp. 1143-1155.
- Kim, Y. J., Kim, H. D., and Jeon, J. H. (2014). Characteristics of Water Budget Components in Paddy Rice Field under the Asian Monsoon Climate: Application of hspf-paddy Model, *Water*, 6(7), pp. 2041-2055.
- Koo, B. K., Dunn, S. M., and Ferrier, R. C. (2005). A Distributed Continuous Simulation Model to Identify Critical Source Areas of Phosphorus at the Catchment Scale: Model Description, *Hydrology and Earth System Sciences Discussion*, 2(4), pp. 1359-1404.
- Mein, R. G. and Larson, C. L. (1973). Modeling Infiltration during a Steady Rain, *Water Resources Research*, 9(2), pp. 384-394.
- Ministry of Environment (MOE). (2012). *The Second Comprehensive Plan for Nonpoint Source Pollutant Management*, Ministry of Environment. [Korean Literature]
- Mishra, S. K. and Singh, V. P. (2003). *Soil Conservation Service Curve Number (SCS-CN) Methodology*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands, pp. 129-130.
- Morgan, R. P. C., Quinton, J. N., Smith, R. E., Govers, G., Poesen, J. W. A., Auerswald, K., Chisci, G., Torri, D., Styczen, M. E., and Folly, A. J. V. (1998). *The European Soil Erosion Model (EUROSEM) - Documentation and User Guide*, Cranfield University, UK.
- Neitsch S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R., and Williams, J. R. (2009). *Soil and Water Assessment Tool (SWAT), Theoretical Documentation Version 2009*, Grassland, Soil and Water Research Laboratory - Agricultural Research Service, Blackland Research Center, Temple, Texas, USA.
- Neitsch S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R., Williams, J. R., and King, K. W. (2002). *Soil and Water Assessment Tool (SWAT), Theoretical Documentation*, Blackland Research Center, Grassland, Soil and Water Research Laboratory, Agricultural Research Service, Temple, Texas, USA.
- Paudel, M., Nelson, E., Downer, C., and Hotchkiss, R. (2011). Comparing the Capability of Distributed and Lumped Hydrologic Models for Analyzing the Effects of Land Use Change, *Journal of Hydroinformatics*, 13(3), pp. 461-473.
- Rawls, W. J., Brakensiek, D. L., and Savabi, R. (1989). Infiltration Parameters for Rangeland Soils, *Journal of Range Management*, 42 (2) pp. 139-142.
- Ponce, V. M. and Hawkins, R. H. (1996). Runoff Curve Number: Has It Reached Maturity?, *Journal of hydrologic engineering*, 1(1), pp. 11-19.
- Rossman, L. A. (2010). *Storm Water Management Model User's Manual, Version 5.0*, USA Environmental Protection Agency, USA.
- Shuttleworth, W. J. (1993). *Evaporation, Handbook of Hydrology*, Maidment, D. (ed.), McGraw-Hill, New York, USA. pp. 4.1-4.53.
- Smith, R., Goodrich, D., and Quinton, J. (1995). Dynamic, Distributed Simulation of Watershed Erosion: The KINEROS2 and EUROSEM Models, *Journal of Soil Water Conservation*, 50(5), pp. 517-520.
- Stefan, H. G. and Preud'Homme, E. B. (1993). Stream Temperature Estimation from Air Temperature, *Journal of the American Water Resources Association*, 29(1), pp. 27-45.
- Sturm, T. W. (2010). *Open Channel Hydraulics*, McGraw-Hill Higher Education, New York. USA.
- Thornton, K. W. and Lessem, A. S. (1978). A Temperature Algorithm for Modifying Biological Rates, *Transactions of the American Fisheries Society*, 107(2), pp. 284-287.
- United States Department of Agriculture (USDA). (1987). *Soil Mechanics Level 1, Module 3 - USDA Textural Soil Classification Study Guide*, United States Department of Agriculture, USA, p. 5.
- Van Genuchten, M. T. (1980). A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils, *Soil Science Society of America Journal*, 44(5), pp. 892-898.

- Van Rijn, L. C. (1984). Sediment Transport, Part II: Suspended Load Transport. *Journal of Hydrologic Engineering*, 110(11), 1613-1641.
- Viney, N. R., Sivapalan, M., and Deeley, D. (2000). A Conceptual Model of Nutrient Mobilisation and Transport Applicable at Large Catchment Scales, *Journal of Hydrology*, 240(1-2) pp. 3-44.
- Wade, A. J., Whitehead, P. G., and Butterfield, D. (2002). The Integrated Catchments Model of Phosphorus Dynamics (INCA-P), a New Approach for Multiple Source Assessment in Heterogeneous River Systems: Model Structure and Equations, *Hydrology and Earth System Sciences*, 6(3), pp. 583-606.
- Whitehead, P. G., Wilson, E. J., and Butterfield, D. (1998). A Semi-Distributed Nitrogen Model for Multiple Source Assessments in Catchments (INCA): Part 1 - Model Structure and Process Equations, *Science of the Total Environment*, 210 (1-6), pp. 547-558.